

Nitratudvaskning fra økologiske og konventionelle planteavlsbedrifter

- simuleringer med FASSET bedriftsmodellen

Jørgen Berntsen, Bjørn M. Petersen, Ib Sillebak Kristensen og Jørgen E. Olesen



Nitratudvaskning fra økologiske og konventionelle planteavlsbedrifter

- simuleringer med FASSET bedriftsmodellen

Jørgen Berntsen, Bjørn M. Petersen, Ib Sillebak Kristensen og Jørgen E. Olesen

Danmarks JordbrugsForskning
Afdeling for Jordbrugsproduktion og Miljø
Postboks 50, 8830 Tjele

DJF rapporter indeholder hovedsageligt forskningsresultater og forsøgsopgørelser rettet mod danske forhold. Endvidere kan rapporterne beskrive større samlede forskningsprojekter eller fungere som bilag til temamøder. DJF rapporter udkommer i serierne:

Markbrug, Husdyrbrug og Havebrug.

Pris:

op til 50 sider 55 kr.
op til 75 sider 85 kr.
over 75 sider 110 kr.

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

Danmarks JordbrugsForskning
Postboks 50, 8830 Tjele
Tlf. 8999 1028

Alle DJF's publikationer kan bestilles på nettet:
www.agrsci.dk

Tryk: www.digisource.dk

ISSN 1397-9884

Forord

I forbindelse med Vandmiljøplan II, blev økologisk jordbrug inddraget som et af virkemidlerne til reduktion af kvælstofudledningen fra landbruget. Det blev dog understreget, at estimatet for effekten af økologisk jordbrug var behæftet med betydelig usikkerhed. Derfor blev der i forbindelse med slutevalueringen af Vandmiljøplan II iværksat en udredningsindsats med henblik på at give et bedre estimat for effekten af økologisk jordbrug på kvælstofudvaskningen. Effekten er vurderet separat for bedrifter med kvægbrug og planteavl, og nærværende rapport omhandler alene kvælstofudvaskningen på planteavlsbrug.

Udgangspunktet for beregningerne har været FASSET-modellen. Denne model er udviklet til anvendelse på økologisk jordbrug i forbindelse med BIOMOD-projektet, der har været en del af FØJO-II under Forskningscenter for Økologisk Jordbrug. Modellen er i denne sammenhæng blevet sammenlignet med målinger fra en række længerevarende forsøg med forskellige økologiske dyrkningssystemer. Modellen er i nærværende rapport anvendt til beregning af kvælstofudvaskningen fra konventionelle og økologiske type-sædskifter, som er opstillet dels med baggrund i repræsentative landsdækkende regnskabsdata for de pågældende bedriftstyper indsamlet af Fødevarøkonomisk Institut og dels de centrale registre.

Rapporten er venligst gransket af Lars Stoumann Jensen, KVL, som takkes for konstruktive kommentarer. Vi takker desuden Rita Bundgaard for hjælp med opsætning og layout af rapporten.

Arbejdet har været finansieret af Forskningscenter for Økologisk Jordbrug.

Forskningscenter Foulum, maj 2004

Indholdsfortegnelse

Forord.....	3
Indholdsfortegnelse	5
Sammendrag.....	7
Summary	9
1. Introduktion.....	11
2. Datagrundlag og metode	12
2.1. Statistikker.....	12
2.2. FASSET modellen.....	14
3. Scenarier.....	15
3.1. Sædskifter.....	17
3.2. Jord og klima.....	23
3.3. Scenarier for driftsledelse.....	24
3.4. Modelkørsler	24
4. Resultater og diskussion.....	25
4.1. N-balancer og udbytter.....	25
4.2. Jordpuljeændringer.....	32
4.3. Udvaskning af N.....	34
5. Konklusion	37
6. Referencer	38

Sammendrag

Med udgangspunkt i regnskabsdata fra Fødevareøkonomisk Institut (FØI) og data fra Centrale Registre (CR) blev importen af kvælstof (N) i gødning til marken til konventionelle og økologiske planteavlere estimeret til hhv. 129 og 51 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Desuden blev der med udgangspunkt i den aktuelle afgrødefordeling opstillet et generelt sædskifte for hver af de to systemer. Det opstillede sædskifte for den økologiske planteavl havde en høj andel af vårsæd og desuden 20% kløvergræs, mens den konventionelle planteavl var domineret af kornafgrøder primært i form af vintersæd.

Med baggrund i disse model-sædskifter blev N-balancen på markniveau beregnet ved anvendelse af FASSET modellen. Dette inkluderede også N-udvaskning og ændring i jordens N-pulje. Alle beregninger blev foretaget for tre jordtyper, der repræsenterer variationen i danske jordtyper. Disse tre jordtyper blev ydermere delt op i lav og høj frugtbarhed, repræsenteret ved et lavt og højt indhold af organisk N i jorden.

Modelresultaterne viste, at den økologiske planteavl havde en højere markbalance end den konventionelle planteavl (61 mod 40 kg N ha⁻¹ år⁻¹). Men da indbygningen i jordens N-pulje samtidig var højere for de økologiske brug, gav dette ikke anledning til forskelle i niveauet for udvaskning (36 kg N ha⁻¹ år⁻¹ for begge). De økologiske bedrifter øgede deres jordfrugtbarhed ved årligt i gennemsnit at indbygge 13 kg N ha⁻¹ i jorden, mens de konventionelle reducerede frugtbarheden ved i gennemsnit at tære 6 kg N ha⁻¹ år⁻¹ på jordens indhold af organisk N. Dette kan primært tillægges forskelle i afgrødevalg.

Desuden blev en række driftsmæssige tiltag analyseret, herunder efterafgrøder, halmnedmuldning, reduceret gødningstilførsel og ændringer i sædskiftet. Disse analyser viste, at etablering af efterafgrøder er det klart mest effektive virkemiddel til at reducere N-udvaskningen, med en effekt på sædskifteniveau på ca. 9 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Det fulde potentiale ved dyrkning af efterafgrøder vil dog ikke kunne udnyttes i praksis, da der af hensyn til bekæmpelse af især rod ukrudt, er nødvendigt med en stubbearbejdning i efteråret, der kan give anledning til en betydelig øget N-udvaskning. Andre tiltag, som f.eks. halmnedmuldning, havde mindre effekt på N-udvaskningen, men en markant effekt på jordens indhold af organisk N. Således øgede halmnedmuldningen ved den økologiske planteavl jordens indhold af organisk N med 14 kg N ha⁻¹ år⁻¹ mere end i basis-scenariet.

På basis af simuleringerne blev det konkluderet at der ikke er nogen forskel i udvaskningsniveauet mellem økologisk og konventionel planteavl. Da N-udvaskningen fra konventionel planteavl blev simuleret at være faldet 4 kg N ha⁻¹ år⁻¹ som følge af implementeringen af VMP II blev det vurderet, at der har været ca. 4 kg N ha⁻¹ år⁻¹ mere N-udvaskning fra konventionel planteavl i forhold til niveauet for økologisk planteavl før VMP II.

Summary

Farm accounting data from the Institute of Food Economics and from Central Agricultural Registers in Denmark were used to define the import of nitrogen (N) to farmed fields on conventional and organic arable farms to 129 and 51 kg N ha⁻¹ yr⁻¹, respectively. Based on the recorded distribution of crops, a generalised crop rotation was defined for each of the two farming systems. The crop rotation for the organic farm had a high share of spring cereals and additionally 20% grass-clover in the rotation, whereas the conventional rotation was dominated by cereals, primarily winter cereals.

The FASSET model was used to simulate the N balance of these two crop rotations. This included N leaching and change in the soil organic N pool. All simulations were performed for three soil types, representing the variation in Danish soils. These three soil types were further subdivided into low and high N fertility, representing a low and a high content of organic N in the soil.

The model results showed that the organic arable crop rotation had a higher field N surplus than the conventional rotation, 61 versus 40 kg N ha⁻¹ yr⁻¹. Since there was a higher increase in the soil N stock in the organic crop rotation, this difference in field N surplus did not result in differences in N leaching between the two systems. There was an average annual increase in soil organic N content of 13 kg N ha⁻¹ for the organic crop rotation, whereas there was a decline of 6 kg N ha⁻¹ for the conventional rotation. This is primarily caused by differences in crop choice.

The effect of a number of management options were analysed using the model, including cover crops, straw incorporation, reduced manure application and changes in the crop rotations. These analyses showed that use of cover crops were clearly the most effective measure to reduce N leaching, with an effect at rotation level of 9 kg N ha⁻¹ yr⁻¹. However, the full potential for growing cover crops cannot be used in practice due to the need for controlling perennial weeds, which often requires stubble cultivation in the autumn after harvest of the cereal crops. Such an intensive tillage during autumn may increase N leaching. Other measures like straw incorporation had a minor effect on N leaching, but a marked effect on soil organic N content. Straw incorporation thus increased soil N content by 14 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ compared with the baseline scenario.

Based on the simulations it was concluded that there were no differences in N leaching between conventional and organic arable crop production systems. However, the N leaching from conventional crop production was simulated to have declined by 4 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ due to the implementation of measures in the Danish Action Plan for the Aquatic Environment. Prior to the implementation of this action plan, N leaching from conventional arable farming was therefore slightly higher than from organic farming.

1. Introduktion

Vandmiljøplanerne har haft som et hovedformål at reducere samfundets udledning af næringsstoffer til vandmiljøet. Landbrugets udvaskning af kvælstof (N) udgør en stor del af denne udledning, og en række tiltagene har derfor fokuseret på reduktion af denne post. Der har ved fastlæggelse af virkemidlerne i Vandmiljøplanerne knyttet sig stor interesse til omlægning til økologisk jordbrug som et muligt virkemiddel i denne sammenhæng. Arealet med økologisk jordbrug udgjorde i 2002 ca. 6% af det samlede landbrugsareal (Anonym, 2003), og der er et betydeligt potentiale for at øge det økologisk dyrkede areal. Kvægbrug og planteavl dominerer inden for økologisk jordbrug, hvorimod økologisk svineproduktion har et beskedent omfang.

Hansen et al. (2000) anvendte en empirisk funktion til at bestemme N-udvaskningen fra økologisk sammenlignet med konventionel jordbrug. N-udvaskningen blev for alle bedriftstyper beregnet til at være mindre fra økologisk end fra konventionel jordbrug, især som følge af en mindre anvendelse af kvælstofgødning i økologisk jordbrug. Der var dog stor usikkerhed på de beregnede resultater, især som følge af vurderingen af græsmarkers effekt på kvælstofudvaskningen. Kvælstofbalancer for de samme systemer viste således i visse tilfælde større markbalancer (N-overskud) for de økologiske sædskifter sammenlignet med de konventionelle.

I forbindelse med den faglige evaluering forud for VMP II blev det anslået, at økologisk jordbrug i gennemsnit reducerede udvaskningen med 10 kg N ha^{-1} . Det fremgik, at dette tal var behæftet med stor usikkerhed. Da der i forbindelse med genberegning af udvaskningsniveauet fra dansk landbrug i 2002 skete en opjustering af det generelle udvaskningsniveau før VMP II, vurderedes dette ikke at skulle ske for økologisk jordbrug. Forskellen i nitratudvaskning mellem økologiske og konventionelle arealer blev derfor revurderet til at være 28 kg N ha^{-1} .

Effekten på N-udvaskningen af at omlægge kvægbedrifter til økologisk produktion er beregnet af Kristensen et al. (2003b) ved anvendelse af kvælstofbalancer på data fra konventionelle og økologiske kvægbrug. Her beregnes udvaskningen som en andel af bedriftens N-overskud. På planteavlsbrug kan en sådan fremgangsmåde give et mere usikkert resultat, dels fordi importen af husdyrgødning er i størrelsesorden 50 kg N ha^{-1} , og dels fordi nettomineralisering fra jorden, halmnedmuldning og efterafgrøder har betydelig indflydelse på fordelingen af kvælstof mellem udbytte, jordpulje og udvaskning (Stockdale et al., 2002).

For at inddrage disse effekter af driftsledelse i estimatet af N-udvaskningen, er der her benyttet en simuleringsmodel til beregning af N-udvaskningen fra type-sædskifter for konventionel og økologisk planteavl. Sædskifterne er opstillet på grundlag af data fra repræsentative regnskaber fra konventionelle og økologiske planteavlsbedrifter.

2. Datagrundlag og metode

2.1. Statistikker

Beskrivelsen af økologisk og konventionel planteproduktion er udledt dels fra regnskabsdata fra Fødevareøkonomisk Institut (FØI), og dels fra de centrale landbrugsregistre (CR). Begge datakilder er holdt op imod nationale statistikker fra Danmarks Statistik. Målet med nedenstående beskrivelse er dels at præsentere de forskellige datakilder for at kunne sammenligne datagrundlag, og dels til slut at danne repræsentative data for specialiserede fuldtids økologiske og konventionelle plantebud. For denne gruppe opstilles repræsentative forenklede sædskifter, der anvendes til beregningerne af N-udvaskning.

Ved FØI er der indsamlet repræsentative regnskabsdata for en række forskellige bedriftstyper. For 1999 indgår i alt 2.239 regnskaber fra private bedrifter, som er blevet inddelt i 31 bedriftstyper. Regnskaberne tager udgangspunkt i driftsregnskaber udarbejdet i lokale rådgivningscentre og samlet på Landbrugets Rådgivningscenter. Regnskaberne kontrolleres, rettes og godkendes inden de indgår i den repræsentative regnskabsdatabase (Anonym, 2001b). Dette muliggør en opskalering til nationalt niveau ved at multiplicere antallet af regnskaber i hver gruppe med det antal bedrifter i alt, som typen repræsenterer.

Data fra de centrale registre (CR) inkluderer det Generelle Landbrugsregister og det Centrale Husdyrregister (GLR/CHR) samt stedfæstelse af bedrifterne via adressekoordinater fra Kort- og Matrikelstyrelsen (Kristensen et al., 2003a). Herudover indgår data fra Plantedirektoratets gødningskontrol. CR data er samlet i tilsvarende bedriftstyper som regnskaberne, hvorfor en direkte sammenligning er mulig.

Begge datakilder (FØI og CR) har deres fordele og ulemper. Kun FØI data giver mulighed for at lave en afstemt bedriftsbalance, og en sådan er udarbejdet for 1999 i et andet projekt (Kristensen et al., 2003b). CR data giver det mest præcise billede af afgrødefordelingen og gødningsmængden. På trods af de metodiske vanskeligheder er det her valgt at sammenholde disse to kilder, da dette gør det muligt at vurdere uoverensstemmelser i datamaterialet.

Tabel 1 viser en oversigt over økologisk godkendte bedrifter og deres areal. Malkekvægsbrug har et gennemsnitligt areal på godt 100 ha, mens de resterende kun har knap 40 ha pr. bedrift. Det fremgår, at antal og areal for malkekvægsbedrifter er svagt stigende, mens resten er stigende.

Tabel 1. Oversigt over økologiske bedrifter, antal og areal. Alene bedrifter med 100% økologisk dyrkning er medtaget. Data fra FØI og Centrale Register.

Vækstår	Malkekvægsbedrifter			Andre bedrifter ¹⁾			Kilde
	Antal	Areal (ha)	ha/bedrift	Antal	Areal (ha)	ha/bedrift	
1999	810	81.018	100	1.373	51.185	37	FØI ²⁾
2000	751	79.812	106	1.667	64.313	38	FØI ²⁾
2001	689	73.956	107	1.861	67.970	37	FØI ²⁾
2002	602	69.550	116	1.990	77.656	39	FØI ²⁾
2001	733	80.976	110	2.546	73.319	29	CR ³⁾
2002	698	80.412	115	2.623	79.040	30	CR ³⁾

¹⁾ Alle ikke malkekvæg. ²⁾ Larsen (2003). ³⁾ Kristensen (2004a).

Ammekøer er opgjort forskelligt i CR og FØI data, idet de i CR indgår i "malkekvæg", mens de i FØI data er inkluderet i "andre". Disse forskellige opgørelsesmetoder besværliggør en direkte sammenligning, da det blandt andet medfører en højere gennemsnitlig belægningsgrad i kategorien andre bedrifter i FØI data. De to datakilder kan sammenlignes direkte i 2001 og 2002. Som det ses i tabel 1, er der en god overensstemmelse mellem de to datakilder. Dog med lidt højere areal og noget højere antal bedrifter for data fra CR. Det skyldes formentlig at de små deltidsbrug ikke får lavet driftsregnskab og derfor ikke indgår i FØI's driftsregnskabsdatabase.

I tabel 2 er data fra fuldtids specialiserede malkekvægs- og planteavlsbrug vist sammen med alle økologiske brug. I gruppen "alle brug" er arealet opdelt dels i økologisk godkendt areal og produktionsareal i alt, inklusiv areal under omlægning og konventionelle arealer. I 1997-1999 udgjorde det godkendte areal kun omkring halvdelen af produktionsarealet som følge af mange nyomlæggere. I gruppen fuldtidslandbrug er alene det økologisk drevne areal medtaget, altså inklusive arealer under omlægning. Fuldtidsbrug indenfor typerne fra CR registeret er defineret som brug med over 832 standardarbejdstimer bedrift⁻¹ år⁻¹ (Kristensen et al., 2003a), og plantebrug er defineret som brug med under 0,3 DE ha⁻¹ (Kristensen, 2004b). Fuldtidsplantebrug har således 85 ha bedrift⁻¹, mens de resterende deltidsbrug har 12 ha bedrift⁻¹ i årene 2001-2002.

Tabel 2. Oversigt over økologiske bedrifter, antal og areal. Data fra FØI og Centrale Registre.

Alle brug ¹⁾				Fuldtidsbedrifter						
Vækst år	Antal	Godkendt ha	Godkendt, om- lægning og konv. ⁴⁾ ha	Malkekvæg		Plantebrug ²⁾		Resten ³⁾		Kilde
				Antal	Ha	Antal	Ha	Antal	Ha	
1997	1.617	37.033	64.329							P-dir ¹⁾
1998	2.228	44.102	99.163							P-dir ¹⁾
1999	3.099	60.232	146.685	810	81.018					FØI ⁵⁾
2000	3.466	93.354	165.258	751	79.812					FØI ⁵⁾
2001				689	73.956					FØI ⁵⁾
2002				602	69.550					FØI ⁵⁾
2001	3.525	131.986	173.497	733	80.976	365	31.202	901	27.105	CR ⁶⁾
2002	3.714	148.301	178.360	698	80.412	445	37.292	788	25.008	CR ⁶⁾

¹⁾ Anonym, 2003.

²⁾ Økologiske plantebrug er defineret ved brug med under 0,3 DE ha⁻¹

³⁾ Økologiske Rest-brug inkludere svine-, fjerkræ- og ammeko-producenter

⁴⁾ Samlet dyrket areal på bedrifter med økologiske arealer, angivet som produktionsareal i Plantedirektoratets årsrapport.

⁵⁾ Larsen (2003)

⁶⁾ Kristensen (2004a)

2.2. FASSET modellen

FASSET modellen er en bedriftsmodel med fokus på hele bedriftens N-omsætning. Som en væsentlig del af modellen indgår en dynamisk markmodel, som på dagligt niveau simulerer bl.a. planteproduktion, N-optag, jordtemperatur, transport af vand og næringsstoffer i jord, og omsætning af organisk og uorganisk C og N i jorden. Modellen er udviklet på et omfattende datamateriale og har bl.a. været brugt til simuleringer af N-optag (Olesen et al., 2002b), bladareal (Olesen et al., 2002a), langtidsomsætning af organisk stof (Petersen et al., 2003a), korttidsomsætning af organisk stof (Petersen et al., 2003b), emission af lattergas (Chatskikh et al., 2003), konkurrence mellem flere plantearter (Berntsen et al., 2004; Olesen et al., 2004). Desuden har modellen været brugt til at evaluere de miljømæssige og budgetøkonomiske konsekvenser af indførelse af forskellige typer N-afgifter (Berntsen et al., 2003a).

Modellen har været testet på udvaskningsmålinger fra de økologiske sædskifteforsøg på Jyndevad, Foulum og Flakkebjerg (Olesen et al., 2003). Desuden er modellen evalueret på et forsøg med forskellige gødningstyper og gødningsmængder til et økologisk kvægsædskifte (Eriksen et al., 1999). Foreløbige resultater (Berntsen et al., 2003b) for perioden 1994-2002 er vist i tabel 3. Modellen er fundet at kunne beskrive de målte effekter af typiske driftsmæssige tiltag i økologisk jordbrug, f.eks. anvendelse af organiske gødninger, græsmarker og efterafgrøder.

Tabel 3. Observeret og simuleret N-udvaskning fra et økologisk kvægsædskifte (Eriksen et al., 1999; Berntsen et al., 2003b).

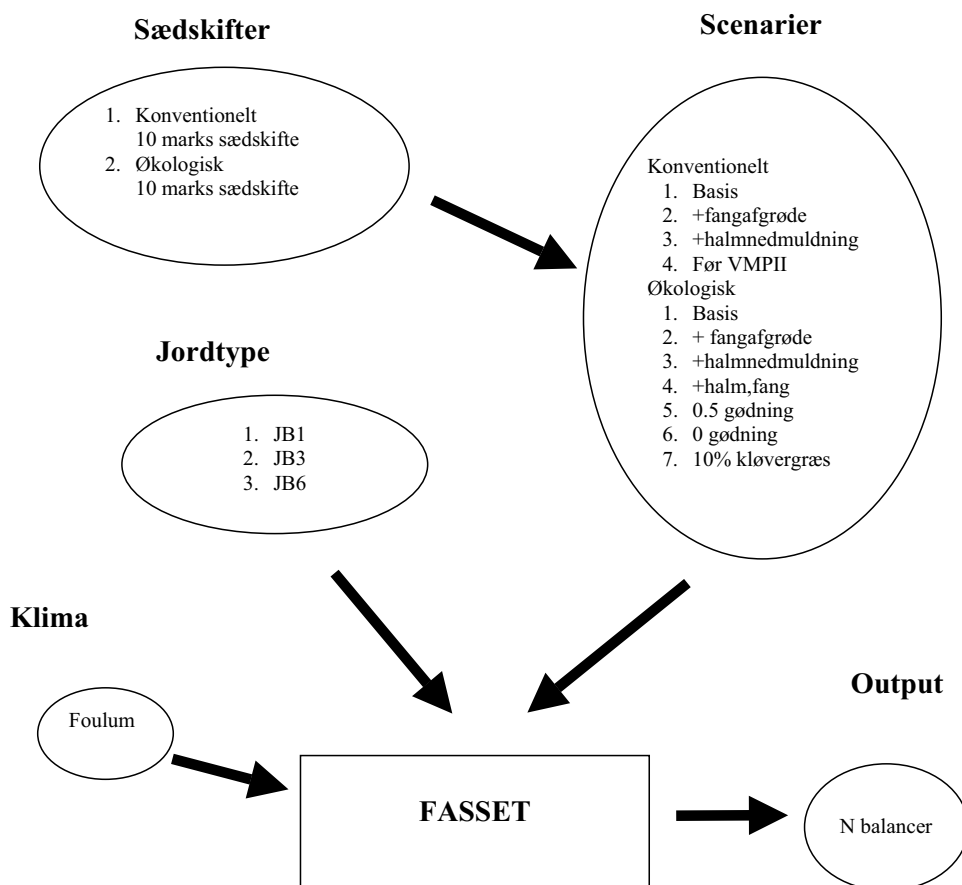
Gødningstype og husdyr- enheder	Observeret kg N ha ⁻¹ år ⁻¹	Simuleret kg N ha ⁻¹ år ⁻¹
Gylle 0,9 DE ha ⁻¹	33	34
Gylle 1,4 DE ha ⁻¹	37	40
Dybstrøelse 0,9 DE ha ⁻¹	33	33
Dybstrøelse 1,4 DE ha ⁻¹	36	40

3. Scenarier

I de herværende simuleringer er der lagt vægt på at repræsentere den aktuelle driftspraksis. Dette er gjort ved at opstille scenarier for repræsentative sædskifter og driftspraksis, med udgangspunkt i FØI's database med regnskaber fra danske landbrugsbedrifter. Disse basisscenarier skal opfattes som en stiliseret gennemsnitlig praksis. Dette indebærer nogle nødvendige forenklinger. Således er der opstillet sædskifter, der søger så godt som muligt at repræsentere den registrerede afgrødesammensætning.

Ud over at estimere det aktuelle udvaskningsniveau, har det også været hensigten at kvantificere betydningen af en række driftsmæssige tiltag. Derfor er der for de økologiske brug gennemført scenarieanalyser af effekten af efterafgrøder, maksimal halmnedmuldning, ændringer i sædskifte og gødskningsniveau, samt udvalgte kombinationer heraf. For de konventionelle bedrifters vedkommende er effekten af efterafgrøder og maksimal halmnedmuldning undersøgt. Derudover er betydningen af ændringen i gødskningsniveau som følge af VMP II undersøgt ved at foretage en revision af det konventionelle basisscenario, så det stemmer med gødskningsniveauet lige før implementeringen, dvs. med udgangspunkt i højere N normer og mindre udnyttelseskrav for husdyrgødningen.

Den overordnede struktur for modelkørslerne er vist i figur 1.



Figur 1. Struktur for scenariekørsler med FASSET.

Alle modelberegninger er gennemført med 3 forskellige jordtyper (JB1, JB3 og JB6) med klimadata fra Foulum, samt ved et højt og lavt indhold af organisk stof i jorden, svarende til høj og lav frugtbarhed. For at reducere antallet af scenarier, er det valgt kun at bruge ét klima. Der fokuseres derfor primært på forskelle mellem forskellige dyrkningssystemer, jordtyper og driftsledelse.

Der er lagt vægt på i størst muligt omfang at kunne sammenligne på tværs af scenarier og jordtyper, og derfor er så mange faktorer som muligt holdt konstante. Eksempelvis er der benyttet det sædskifte og det samme indhold af organisk stof i jorden ved højt og lavt frugtbarhedsniveau for alle 3 jordtyper. Disse jordtyper er dannet med udgangspunkt i data fra Kvadrattet (Heidmann et al., 2001). Ligeledes er mængden af handelsgødning her antaget ikke at variere med jordtype.

3.1. Sædsifter

Tabel 4 viser arealfordeling for økologiske og konventionelle fuldtids planteavlsbedrifter som gennemsnit af 1999-2001, på baggrund af FØI's repræsentative regnskaber for 1999-2001 (Anonym, 2001a; Larsen, 2003) og data fra de Centrale Registre (CR) for årene 2001 og 2002 (Kristensen, 2004a). Begge datasæt stemmer godt overens med nøgletal fra Danmarks Statistik (Kristensen et al., 2003a,b). FØI-typer blev defineret som alle bedrifter med under 10 % af indtægten fra økologisk mælkeproduktion, mens CR-typerne er specialiserede fuldtidsbedrifter, og der er tilfredsstillende konsistens mellem disse to grupper (Kristensen et al., 2003a). Gruppen inkluderer en beskeden økologisk produktion af ammekøer, svin, æg og kyllinger. Økologiske plantebedrifter havde i 2002 i gennemsnit pr. ha: 0,03 DE ammekøer, 0,01 DE svin og under 0,005 DE fjerkræ per ha, svarende til 0,04 og 0,07 DE ha⁻¹ på henholdsvis ler- og sandjord, mens de specialiserede konventionelle planteavlsbrug kun havde 0,09 og 0,12 DE ha⁻¹ i 2002 (tabel 4).

Den økologiske planteproduktion foregår overvejende på sandjord (77% af FØI-typer og 69% af CR-typer). I FØI-data udgør deltidsbedrifter en væsentlig andel af såvel areal som bedrifter, og bedriftsstørrelsen er kun 33 og 39 ha på ler- og sandjord. Disse bedrifter dyrker 19 og 16% af arealet med grovfoder til 0,36 og 0,34 DE ha⁻¹. Selv på CR-bedrifterne med under 0,08 DE ha⁻¹ dyrkes der 7-16% areal med kløvergræs samt 1-7% helsæd. Dette grovfoder dyrkes formentlig til nærliggende økologiske mælkeproducenter, idet egen besætning ikke kan udnytte dette grovfoder.

De konventionelle bedrifter havde næsten heller intet dyrehold. Gruppen fra FØI-data er repræsenteret ved 282.000 ha år⁻¹ og ca. 70 ha bedrift⁻¹ (tabel 4).

Tabel 4. Arealanvendelse og belægningsgrad på økologiske og konventionelle planteavlsbedrifter i gns. af 1999-2001 fra FØI-typerne (alle ikke mælkeproducenter) og 2001-2002 fra CR-typer (fuldtids planteavlsbrug).

Kilde	Økologisk						Konventionel					
	Ler			Sand			Ler			Sand		
	1999-01	2001	2002	1999-01	2001	2002	1999-01	2001	2002	1999-01	2001	2002
	FØI	CR	CR	FØI	CR	CR	FØI	CR	CR	FØI	CR	CR
Antal bedrifter år ⁻¹	425	96	115	1209	269	330	1938	1921	2047	2080	3880	4038
Ha/bedrift i alt	33	95	98	39	82	79	68	84	88	74	78	79
Sædskiye	31	88	91	37	65	65	62	76	77	65	70	66
Varig	1	7	7	2	17	13	1	0	3	1	0	5
Brak ¹⁾	2	7	6	3	4	3	6	7	8	8	8	8
DE ha ⁻¹	0,36	0,06	0,04	0,34	0,08	0,07	0,05	0,11	0,09	0,02	0,13	0,12
%-del af sædskiye¹⁾												
Vårbyg + blandsæd	18	27	21	27	30	30	25	23	32	34	28	34
Havre	8	10	9	9	12	11	2	1	0	2	3	3
Vårhvede (hvede) ²⁾	(4)	6	10	(4)	3	5	(0)	0	0	(0)	0	0
Vinterhvede (hvede) ²⁾	(10)	13	10	(5)	4	2	(44)	47	40	(31)	32	28
Rug+triticale+hybrid	9	9	8	8	11	9	3	3	3	7	8	7
Vinterbyg	0	1	0	1	1	0	6	8	6	5	8	6
Korn til modenhed i alt	50	66	59	54	61	57	81	83	82	80	79	79
Raps	1	1	1	0	1	1	6	5	5	6	5	4
Ært og bælsæd	2	5	8	6	5	7	2	1	2	5	2	3
Frøafgrøder	9	9	10	2	2	2	2	3	3	5	4	3
Roer, kartofler	1	0	0	1	3	2	3	2	2	1	3	2
Sædskiyeegræs inkl. grøn-korn	11	7	10	5	12	16	2	3	3	1	5	6
Helsæd + majs	7	1	3	10	7	7	3	0	0	2	2	2
Brak i sædskiye	7	9	7	9	9	6	0	0	0	0	0	0
Andet	2	0	0	1	0	0	3	3	0	2	0	0

1) For økologiske brug er brak inkluderet i sædskiyearealet, mens konventionelle sædskiye er eksklusive brak. 2) Vår- og vinterhvede anført samlet. Fordeling skønsmæssig i forhold til Plantedirektoratets data i 2001-2002.

Konventionelle bedrifter med specialafgrøder (sukkerroer, frøgræs og kartofler) på over 10 % af arealet er ikke medtaget (Kristensen et al., 2003a). Bedrifter med disse specialafgrøder udgjorde 438.000 ha i 1999 (Larsen, 2003).

I tabel 5 er vist beregnet N-omsætning på FØI-typer i 1999. Denne omsætning er således afstemt efter det samlede handelsgødningsforbrug som angivet i Danmarks Statistik (Kristensen et al., 2003a,b,c), mens 2001 og 2002 er gennemsnit fra Plantedirektoratets gødningskontrol (Kristensen, 2004a).

I begge datasæt er egen husdyrgødning estimeret efter Poulsen et al. (2001). Som følge af en lille belægningsgrad udgør egen husdyrgødning kun en lille andel, dog indikerer udbragt husdyrgødning for de enkelte typologier en variation på mellem 50-250 kg N DE-1, hvilket antyder utilstrækkelige data for dyrehold og udbragt egen husdyrgødning på disse typologier. Det skyldes sandsynligvis at de små dyrehold ikke er korrekt anført i de centrale registre. Den samlede udbragte husdyrgødning og nettoimport er dog konsistente mellem de forskellige datasæt. Handelsgødningsforbruget falder med 22% fra 1999-2002.

Tabel 5. Omsætning af kvælstof på økologiske og konventionelle planteavlsbedrifter i gns. af 1999 fra FØI-typer (alle ikke mælkeproducenter) og 2001-2002 fra CR-typer (fuldtidsplanteavlsbedrifter). Bemærk at N-omsætningen for FØI-data kun er beregnet for 1999, i modsætning til tabel 4, der dækker perioden 1999-2001.

Kilde	Økologisk						Konventionel					
	Ler			Sand			Ler			Sand		
	1999 ¹⁾	FØI	CR	2001	1999 ¹⁾	FØI	1999	FØI	CR	2001	1999	FØI
DE ha ⁻¹		0,51	0,06	0,04		0,31	0,08	0,07		0,05	0,11	0,09
Kvælstofomsætning, kg N ha ⁻¹												
Handelsgødning	0	8	3		0	3	1			137	116	107
Husdyrgødning												
- Egen ²⁾ (heraf afgræsset)	39 (4)	7	10	40 (9)	12	10		4 (2)	13	15	3 (1)	19
- Indført	52	48	46	50	46	54		16	19	16	24	24
- Udført	0	-4	0	0	-1	-1		0	-2	-2	0	-3
I alt husdyrgødning	91	51	54	90	57	63		20	30	29	27	40
Nettoimport husdyrgødning	52	44	46	50	45	53		16	17	14	24	21
I alt N-udbragt	91	59	57	90	60	64		157	146	136	138	137

1) Inklusiv delidsbrug.
2) Husdyrgødning fra små husdyr er ansat til 100 kg N DE⁻¹, mens øvrige husdyrgødninger er beregnet via besættningens produktion.

På økologiske planteavlsbrug indgår brak som regel i sædskiftet, mens der på konventionelle brug ofte er valgt varig grønbrak på de dårligste marker. Ved opstilling af modelsædskifter er det derfor valgt inklusive brak hos økologer og eksklusivt brak hos de konventionelle. De økologiske planteavlere dyrker 50-66% af sædskiftearealet med korn til modenhed, mens de konventionelle kornavlere dyrker 79-83% af sædskiftearealet med korn til modenhed. Alle økologiske planteavlsbrug dyrker en del grovfoder, mens resten af arealet helt overvejende dyrkes med korn. Her dominerer vårkorn med 77% af kornarealet i 2002, mens vårkorn kun udgør 45% af kornarealet hos konventionelle planteavlsbrug. Der dyrkes en del havre og vårhvede på 15-19% af arealet på økologisk brug, mens der kun dyrkes 1-3% havre og næsten ingen vårhvede på konventionelle brug. Bælgsæd dyrkes ligeledes kun i beskedent omfang, 2-8% på økologiske brug. Ingen af de øvrige salgsafgrøder (ært, raps, frø, sukkerroer, kartofler) udgør mere end 6% af sædskiftearealet, mens sædskiftegræs, helsæd og brak udgør 25% af sædskiftearealet i 2001 og 2002 (tabel 4).

For at gøre simuleringerne sammenlignelige mellem sand- og lerjord, er der valgt at gennemføre simuleringerne med samme sædskifte på alle jordtyper. Ud fra de faktiske afgrødefordelinger (tabel 4) er der opstillet et økologisk og et konventionelt sædskifte (tabel 6 og 7). Der er valgt en 10 marks drift for at repræsentere forfrugter bedst muligt.

Der er 10% vinterkorn, 60% vårkorn og 70% grønne marker i det økologiske sædskifte, mens der er 45% vinterkorn, 36% vårkorn og 73% grønne marker i det konventionelle sædskifte.

Tabel 6. Økologisk planteavlssædskifte og gødskning. Desuden er mulighed for henholdsvis efterafgrøde og halmnedmuldning angivet.

Afgrødefølge	Konventionel svinegylle kg N ha ⁻¹	Økologisk husdyrgødn. kg N ha ⁻¹	Halm- nedmuldning	Efterafgrøde	Efterafgrøde- type
1. Vårbyg		83	+/-	+/-	Rajgræs
2. Ært			+	-	
3. Rug	85		+/-	+/-	Rajgræs
4. Vårhavre + udlæg		83	+/-	+	Kløvergræs
5. Vårbyg	85		+/-	+/-	Kløvergræs
6. Vårbyg + udlæg		83	-	+	
7. Kløvergræs, slæt				-	
8. Kløvergræs, grønbrak				-	
9. Vårhvede + udlæg	56		+/-	+	Rajgræs
10. Helsæd (byg+ært+udlæg)	43		-	+	Kløvergræs
Gns	27	25			

Tabel 7. Konventionelt planteavlssædskifte og gødskning. Desuden er mulighed for henholdsvis efterafgrøde og halmnedmuldning angivet.

Afrødefølge	Konventionel		Halm- nedmuldning	Efterafgrøde	Efterafgrøde- type
	svinegylle kg N ha ⁻¹	Handelsgødning kg N ha ⁻¹			
1. Vårbyg	115	38	+/-	-	
2. Vinterbyg		151	+/-	-	
3. Vinterraps	80	109	+	-	
4. Vinterhvede		134	+/-	-	
5. Vinterhvede		169	+/-	+/-	Rajgræs
6. Vårbyg + 6% udlæg	115	38	+/-	+	Rajgræs
7. Vårbyg	115	38	+/-	+/-	Rajgræs
8. Vårbyg		124	+/-	-	
9. Vinterhvede		134	+/-	-	
10. Rug		111	+/-	+/-	Rajgræs
Fast grønbrak	0	0			
Gns	39	95			

I det økologiske sædskifte antages kløvergræs dyrket som en toårig afgrøde. Til at repræsentere de ”små” salgsafgrøder er valgt ært. I konventionelle sædskifter er de ”små” salgsafgrøder repræsenteret ved 10% vinterraps.

Tildelingen af husdyrgødning til det konventionelle sædskifte er estimeret som det arealvægtede gennemsnit fra tabel 5 (CR data), mens importen af mineralisk gødskning er bestemt ud fra Plantedirektoratets normer. På konventionelle planteavlbrug gødes afgrøderne med gennemsnitlig 95 kg handelsgødnings-N ha⁻¹ efter normerne i 2003 (Anonym, 2002). Vurderet ud fra Plantedirektoratets gødningsregnskaber har denne bedriftstype brugt en tilsvarende mængde handelsgødning på 94 kg N ha⁻¹ i året 2002 (tabel 5).

På økologiske plantebrug er husdyrgødning fra egen besætning udeladt, idet denne repræsenteres ved en besætning af kvier, som alene udnytter kløvergræsmarken. Fra 10 % af sædskiftet med kløvergræsbrak kan der herved opnås en passende foderforsyning fra 0,6 ha DE⁻¹, og N i kødtilvækst indregnes som bortført (5 kg N DE⁻¹ eller 0,3 kg N ha⁻¹ for hele arealet). Fra andre besætninger tilføres der 52 kg N ha⁻¹ i husdyrgødning (tabel 5), hvor 27 kg N ha⁻¹ stammer fra konventionel svinegylle og 25 kg N ha⁻¹ fra økologiske malkekvægsbedrifter (Kristensen, 2004a).

Mulighed for henholdsvis ekstra efterafgrøder og halmfjernelse er vist i tabel 6 og 7. I økologiske sædskifter foregår der mekanisk ukrudtsharvning imod rodukrudt (Kristensen, 2003), og det derfor ikke i praksis muligt at dyrke efterafgrøder i alle kornmarker. Beregningerne er al-

ligevel gennemført for at illustrere den maksimale effekt af efterafgrøder. Detaljerne omkring driftsledelsen er vist i appendiks 1.

3.2. Jord og klima

Der er taget udgangspunkt i tre jordtyper, der udgør et repræsentativt spænd af de danske landbrugsjorde, JB1, JB3 og JB6. For at danne så repræsentative jordprofiler som muligt, er retentionskurver og hydraulisk ledningsevne estimeret på basis af gennemsnittet af et stort antal teksturoplysninger fra jordprofildatabasen ved DJF, samt anvendelse af HYPRES pedo-transferfunktionerne (Wösten et al., 1999), van Genuchten ligningen for retentionskurver (van Genuchten, 1980) og den kombinerede van Genuchten/Mualem ligning (van Genuchten et al., 1991). Massefylden for jordprofilen er ligeledes estimeret ud fra gennemsnittene i databasen.

For hver jordtype er der antaget to niveauer af organisk stof, et lavt ("lav frugtbarhed") og et højt ("høj frugtbarhed"). Det blev antaget at alle jordtyperne havde den samme dybdefordeling af organisk stof, og et C/N forhold på 11. Jordprofilernes indhold af organisk stof blev estimeret med udgangspunkt i data fra Kvadratnettet (Heidmann et al., 2001; 0 – 50 cm) og fra Jacobsen (1989; 50-100 cm). Forskellen mellem høj og lav frugtbarhed antages udelukkende at afspejle sig gennem et højere indhold i 0-50 cm, mens der antages uændret kulstofindhold i jorden under 50 cm dybde (tabel 8). Det organiske stof blev fordelt i modellens forskellige puljer, således at jorden modelmæssigt var i ligevægt (Petersen et al., 2003a; Petersen et al., 2003b).

Tabel 8. Kulstofindhold i jorden ved høj og lav frugtbarhed.

Dybde (cm)	Lav t C ha ⁻¹	Høj t C ha ⁻¹
0-25	48	79
25-50	29	48
50-75	8	8
75-100	5	5
Total	90	140

Det samlede kulstofindhold i jorden på 90 og 140 t C ha⁻¹ ved henholdsvis lav og høj jordfrugtbarhed er skønnet ud fra variationen i data i Kvadratnettet. Det lave kulstofindhold skønnes at stemme nogenlunde overens med en bedrift, hvor der over et langt tidsrum kun har været beskeden husdyrproduktion. Det høje indhold skønnes at svare til en bedrift, hvor der omvendt har været intensiv kvægproduktion over et langt tidsrum. I Kvadratnetsundersøgelsen (Heidmann et al., 2001) blev der ikke fundet meget markante forskelle i indholdet af organisk stof mellem sand- og lerjord, selv om det gennemsnitlige indhold af C er højest på sandjord, mens indholdet af organisk N omvendt er højest på lerjord.

Til alle simuleringer blev der brugt klimadata fra Foulum. Normalklimaet for Foulum havde for perioden 1961-90 en årlig gennemsnitstemperatur på 7,3 °C og en ukorrigeret nedbør på

627 mm (Olesen, 1991). Der er benyttet månedlige nedbørskorrektionsfaktorer som beskrevet i Plauborg et al. (2002).

3.3. Scenarier for driftsledelse

Med udgangspunkt i sædskifterne og gødningstildelingerne beskrevet i afsnit 3.1 blev der opstillet en række forskellige scenarier, for at evaluere forskellige tiltags effekt på markens N-balance. Følgende scenarier blev undersøgt:

Økologisk planteavl

- **Basis:** Sædskifte med 20% kløvergræs, hvoraf den ene anvendes til slæt og den anden bruges til grøngødning.
- **+efterafrøde:** Basis sædskifte med efterafrøder i yderligere 3 marker. Efterafrøderne er en blanding af hvidkløver og rajgræs.
- **+halmnedmuldning:** Basis sædskifte med halmnedmuldning i 5 marker.
- **+halm, efterafrøde:** kombination af de to ovennævnte scenarier.
- **0.5 gødning:** Basis sædskifte med 50% af gødningstilførselen i basis scenariet.
- **0 gødning:** Basis sædskifte men uden gødningstilførsel.
- **10% kløvergræs:** Den slættede kløvergræsmark (se tabel 6) erstattes med en vårbyg med efterafrøde. Sædskiftets gødningstilførsel justeres, således at denne vårbyg også får tilført gødning. Den samlede gødningstilførsel holdes uændret.

Konventionel planteavl

- **Basis:** Sædskifte med 6% efterafrøde og N-import som opgjort i statistikkerne (tabel 7)
- **+efterafrøde:** Basis sædskifte men med rajgræs som efterafrøde i yderligere 3 marker.
- **+halmnedmuldning:** Basis sædskifte med halmnedmuldning i alle 10 sædskiftemarker.
- **før VMPII:** Dette svarer til situationen før implementering af VMPII. Basis sædskifte men uden 6% efterafrøde og med 15% højere mineralsk N input. Den højere gødningstilførsel skyldes at normerne for denne specifikke opsætning er højere samt at der er et mindre krav til udnyttelsen af husdyrgødning.

3.4. Modelkørsler

Modellen kræver inddata i form af klima, jord og driftsledelse. Den blev initialiseret med den pågældende jordtype med egenskaber som beskrevet i afsnit 3.2. Herefter blev der kørt to initiale år med vårbyg, hvilket stabiliserer de hurtigst omsættelige organiske og uorganiske jordpuljer i modellen. Puljerne med langsom omsætning blev som nævnt initialiseret som i en ligevægtssituation, og en længere initialiseringsperiode ville derfor kunne danne en bias i forhold til denne antagelse om ligevægt. Derefter blev det aktuelle sædskifte med driftsledelse,

som specificeret i afsnit 3.1 og appendiks 1, kørt de efterfølgende 10 år. Alle poster i N kredsløbet er opgjort for denne periode (figur 1).

For at begrænse antallet af modelkørsler, er der udelukkende anvendt registrerede klimadata fra Foulum for alle jordtyper. Med henblik på at minimere betydningen af årsvariationer i klimaet, blev hvert scenario gentaget 15 gange, hvor startåret blev forskudt et år for hver gentagelse. Effekten af hvor i sædskiftet simuleringen starter, blev minimeret ved at hvert scenario blev startet henholdsvis 1 og 5 år inde i sædskiftet. Resultaterne fra hvert scenario på en given jordtype er derfor et gennemsnit over i alt $15 \times 2 \times 10 = 300$ år.

Da modellen ikke direkte inkluderer mekanismerne bag sygdomme og ukrudt, er dette forhold simuleret ved at tilbageføre 25% af kerneudbyttet til jorden i de økologiske scenarier. Dette tab dækker effekterne af en mindre afgrødeproduktion som konsekvens af sygdomsangreb og en øget ukrudtsmængde. Disse 25% tilbageføres til jorden ved høst, for at simulere tilbageførsel i form af ukrudt. De fleste bladsygdomme forekommer sidst på vækstsæsonen og derfor vil kvælstoftilbageførslen også her ske sent på sæsonen.

4. Resultater og diskussion

4.1. N-balancer og udbytter

På basis af FØI regnskabsdata er der i tabel 9 beregnet mark N-balancer for økologisk og konventionel plante/kornproduktion. Beregningerne er dels lavet ud fra FØI data i 1999 og disse er derefter fremskrevet til 2003 med nye regler for øgede krav til udnyttelse af husdyrgødning samt generelt lavere N-norm (Anonym, 2002). De økologiske planteavlere importerer godt $50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ i husdyrgødning (Kristensen, 2004a og tabel 5), mens de konventionelle kun importerer $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ i overvejende konventionel svinegylle fra bedrifter med harmoniproblemer. Ud over import af husdyrgødning udbringes der hos økologer $40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ fra egen besætning, hvorved den samlede mængde husdyrgødning bliver $90 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$.

Det blev estimeret at de økologiske planteavlere fikserer ca. $50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, mens de konventionelle kun fikserer ca. $6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. I en ren bælg-sæd er denne fiksering beregnet ud fra udbyttet efter Høgh-Jensen et al. (2004), mens fiksering i bælgplante-/korn-/græsafgrøderne er beregnet ud fra visuel bælgplanteandel i blandingerne. Den gennemsnitlige visuelle bælgplanteandel er bedømt på private studielandbrug/helårsforsøgsbrug i perioden 1989-2002. Kvantificeringen er beskrevet i detaljer i Kristensen et al. (2004), og i den dominerende afgrøde økologisk kløvergræs er fikseringen beregnet til $150 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, baseret på 43 % visuel kløverandel efter Kristensen (1999).

Fra FØI-regnskaberne kan det i 1999-2001 beregnes at 77 % af de økologiske planteavlsbrug fandtes på sandjord (tabel 4), og at de dyrker et areal på 61.000 ha. Det virker derfor ikke urimeligt at antage at en væsentlig andel af disse planteavlere modtager økologisk husdyrgødning fra nærliggende økologiske mælkeproducenter.

Den simulerede N-balance for det konventionelle og økologiske basisscenario er vist i tabel 10. I gennemsnit er det totale input af N til de økologiske marker (147 kg N ha^{-1}) næsten den samme som for de konventionelle (150 kg N ha^{-1}), hvilket også var tilfældet for de registerdata (tabel 9). En forskel mellem de to tabeller er, at afgrødefordelingen ikke er helt den samme, og da det simulerede sædskifte er gødet efter normerne bliver importen ikke helt det samme. For de økologiske bedrifter bemærkes at tabel 9 indeholder $39 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ i egen husdyrproduktion. Disse $39 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ er ikke inkluderet i simuleringerne da ønsket var at simulere rene planteavlsbedrifter. De $39 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ er dog i samme størrelsesorden som plante-henfaldet af grønbrak og slæt.

Den simulerede fiksering ($79 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$) er en del højere i simuleringerne i tabel 10 sammenlignet med tabel 9. En af årsagerne til dette er at simuleringerne antager et kløvergræsareal på 20%, mens sædskiftegræs + brak i tabel 4 er opgjort til 14-22%. Desuden er der på 20% af arealet ært og byg/ært helsæd, og derudover er der fikserende efterafgrøder på 20% af arealet. Dette er en noget højere arealandel med N-fikserende afgrøder end i FØI-regnskaberne.

En direkte sammenligning mellem output fra de simulerede sædskifter (tabel 10) og de repræsentative FØI-bedrifter (tabel 9) kompliceres af, at der ikke dyrkes helt de samme afgrøder. Sædskifter og gødningimport er, som tidligere beskrevet, opstillet med baggrund i CR data, som er gennemsnit på landsplan. FØI-bedrifterne er en mindre stikprøve, men kun for disse er det muligt at lave en detaljeret N balance. Derfor udgør FØI data det eneste mulige sammenligningsgrundlag med de detaljerede simuleringsover output. Forskelle mellem FØI data og simuleringer kan derfor henføres til to faktorer: 1) den grundlæggende forskel i gødningimport, husdyrbelægning og afgrødesammensætning, og 2) afvigelser mellem simulerede og beregnede N-strømme. Dette til trods, kan en sammenligning af posterne i N-balancen ved de to metoder være nyttig.

Der er forskelle i N-output fra simulering og FØI data. Der er således et noget højere simuleret N-output i kerne end estimeret. Desuden er også N i halmudbytte og grovfoder simuleret lidt højere. Tabel 11 viser henholdsvis de observerede og simulerede tørstofudbytter. Der ses at være god overensstemmelse mellem målte og simulerede kornudbytter. De simulerede udbytter er angivet som et gennemsnit for de tre jordtyper i simuleringerne.

Markens N overskud (tabel 9) er estimeret til gennemsnitligt 70 og $53 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ ved hhv. de økologiske- og konventionelle bedrifter i 2003. Både import og eksport er dog lavere hos økologerne, idet gødskning og udbytter er lavere. De simulerede, gennemsnitlige N-overskud er hhv. 61 og $40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, hvilket stemmer rimeligt overens med de estimerede for økologerne. For de konventionelle er der i basisscenariet simuleret 100 % halmfjernelse fra korn, hvilket giver et højere markoverskud end det estimerede. En typisk bedrift må således antages at ligge et sted imellem "basis" og "+halm" scenariet.

Tabel 9. Mark N-balance (kg N ha⁻¹ år⁻¹) på typiske økologiske og konventionelle planteavlbrug beregnet på basis af repræsentative FØI-regnskaber i år 1999 (Larsen, 2003).

	Økologisk			Konventionel			
År	1999	1999	99&03 ¹⁾	1999	1999	1999	2003 ¹⁾
Jordtype	Sand	Ler	Alle	Sand	Ler	Alle	Alle
Husdyrhold (DE ha ⁻¹) ²⁾	0,31	0,51	0,34	0,02	0,05	0,03	0,03
Input							
<i>Handelsgødning</i>	0	0	0	111	138	124	109
<i>Fiksering</i>	32	26	31	7	5	6	6
<i>Importeret husdyrgødning³⁾</i>	52	50	51	24	16	20	20
<i>Egen husdyrgødning</i>	39 ⁴⁾	38 ⁴⁾	39 ⁴⁾	3	4	3	3
<i>Nedbør</i>	16	16	16	16	16	16	16
Total input	139	130	137	161	179	169	154
Output							
<i>Vegetabilier</i>	-3	-6	-3	-12	-16	-14	-14
<i>Solgt kerne</i>	-25	-18	-24	-58	-77	-66	-66
<i>Opfodret kerne</i>	-6	-11	-7	-1	-1	-1	-1
<i>Halm</i>	-11	-14	-13	-16	-18	-17	-17
<i>Opfodret grovfoder</i>	-22	-11	-20	-2	-4	-3	-3
Total output	-67	-60	-67	-89	-116	-101	-101
Output (uden grovfoder⁵⁾)	-45	-49	-48	-87	-112	-98	-98
Markbalance	72	70	70	72	63	68	53

1) Fremskrivning for 2003 er baseret på FØI data for 1999, som nærmere beskrevet i Kristensen et al. (2003b)

2) HG-DE er korrigeret for køb og salg af husdyrgødning med omregning af 100 kg N i husdyrgødning = 1 DE.

3) Gennemsnitlig import efter Plantedirektoratets gødningsregnskab i 2001-2002, (Kristensen, 2004a)

4) Husdyrgødning fra små husdyr er ansat til 100 kg N DE⁻¹, mens øvrige husdyrgødning er beregnet via besætningsens produktion.

5) Output uden grovfoder, sum af vegetabilier, kerne og halm.

Tabel 10. N-balance for hvert basisscenario på de forskellige jordtyper, kg N ha⁻¹ år⁻¹.

	Økologisk						Konventionel					
	JB1		JB3		JB6		JB1		JB3		JB6	
	Høj	Lav	Høj	Lav	Høj	Lav	Høj	Lav	Høj	Lav	Høj	Lav
Input												
<i>Mineralsk</i>	0	0	0	0	0	0	95	95	95	95	95	95
<i>Organisk</i>	52	52	52	52	52	52	39	39	39	39	39	39
<i>Fiksering</i>	75	81	74	81	78	84	0	0	0	0	0	0
<i>Andet¹⁾</i>	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16
<i>Sum</i>	143	149	143	149	146	153	150	150	150	150	150	150
Output												
<i>Afgrøde kerne</i>	-44	-40	-46	-41	-49	-44	-84	-77	-85	-78	-93	-83
<i>Afgrøde halm</i>	-42	-38	-44	-40	-46	-42	-28	-24	-30	-25	-27	-22
<i>Animalsk</i>	0	0	0	0	0	0						
<i>Sum</i>	-87	-78	-91	-81	-96	-86	-112	-101	-115	-103	-120	-106
Mark balance	56	71	52	68	50	67	38	49	34	46	29	44
Tab												
<i>Udvaskning</i>	-56	-42	-44	-33	-24	-16	-56	-41	-46	-32	-23	-15
<i>Ammoniak</i>	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-2	-2	-2	-2	-2	-2
<i>N₂+N₂O</i>	-3	-3	-8	-7	-24	-19	-3	-3	-7	-6	-23	-18
<i>Sum</i>	-62	-48	-55	-42	-51	-38	-62	-45	-56	-41	-48	-35
Lager												
<i>Jord</i>	-4	24	0	26	3	30	-21	4	-18	7	-16	9
<i>N-min jord</i>	-2	-1	-3	-1	-3	-1	-3	-1	-3	-1	-4	-1

¹⁾ Sum af N-deposition og N i udsæd.

Tabel 11. Observerede (1999-2002, FØI, Larsen, 2003) og simulerede udbytter (15 års klima) ved henholdsvis økologisk og konventionel dyrkning (hkg tørstof ha⁻¹).

	Observeret				Simuleret	
	Økologisk		Konventionelt		Økologisk	Konventionelt
	Ler	Sand	Ler	Sand		
Vinterraps	27	16	25	18	20	34
Ært	25	23	36	26		
Vinterhvede	37	34	65	58		62
Vinterbyg	55	28	50	42		53
Vårbyg	30	27	48	40	33	48
Vårhavre	37	27	49	41	32	
Rug	28	27	49	41	38	53
Korn i alt¹	33	28	58	47	32	54

¹ Arealvægtet gennemsnit

N-balancerne er vist for alle scenarierne i tabel 12. Det højere N-input i ”før-VMPII” scenariet på 17 kg N ha⁻¹ år⁻¹ gav anledning til en stigning på 6 kg N ha⁻¹ år⁻¹ i markbalancen og en øget udvaskning på 4 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Det ses, at de dominerende effekter på N-balancen er mindsket gødsning, hvor markbalancerne bliver meget lavere, og halmscenarierne, hvor markbalancen bliver meget højere. For yderligere diskussion af effekter på N-udvaskning og ændringer i jordens indhold af organisk kvælstof henvises til afsnit 4.2 og 4.3.

Tabel 12. N-balance for hvert scenario, som gennemsnit over jordtyper og frugtbarheder, kg N ha⁻¹ år⁻¹.

	Økologi							Konventionel			
	Basis	+fang	+halm	+halm, fang	0.5 gødning	0 gødning	10% kløver-græs	Basis	+fang	+halm	før VMPII
Input											
Mineralsk	0	0	0	0	0	0	0	95	95	95	113
Organisk	52	52	52	52	26	0	52	39	39	39	39
Fiksering	79	83	79	84	82	87	62	0	0	0	0
Andet ¹	16	16	16	16	16	16	17	16	16	16	16
Sum	147	151	147	152	125	103	130	150	150	150	167
Output											
Kerne	-44	-47	-44	-46	-40	-35	-46	-83	-85	-83	-90
halm+grovfoder	-42	-44	-30	-31	-39	-37	-33	-26	-27	0	-30
Sum	-86	-91	-74	-77	-79	-72	-79	-110	-112	-83	-121
Mark balance	61	60	73	75	46	31	52	40	38	67	46
Tab											
Udvaskning	-36	-27	-33	-26	-34	-32	-33	-36	-29	-35	-40
Ammoniak	-3	-3	-3	-3	-2	0	-3	-2	-2	-2	-2
N ₂ +N ₂ O	-11	-11	-11	-11	-9	-8	-9	-10	-10	-12	-11
Sum	-49	-41	-47	-41	-44	-40	-46	-48	-42	-48	-53
Lagerændring											
Jord	13	22	27	37	4	-6	9	-6	1	20	-5
N-min jord	-2	-3	-2	-3	-3	-3	-3	-2	-5	-2	-2

1) Sum af atmosfærisk N-deposition og N i frø.

I en tidligere undersøgelse af N-balancer og N-udvaskning opstillede Simmelsgaard et al. (1998) en N-balance for et sædskifte med 20% grønbrak, N-fikserende fangafgrøder, halmnedmuldning og en gennemsnitlig gødningstilførsel på 47 kg N ha⁻¹ (tabel 13). En sammenligning med simuleringerne fra ”+halm, fangafgrøde” scenariet viser en rimelig god overensstemmelse for gødningsimporten, mens fikseringen er 30% større i simuleringerne. Dette kan som tidligere beskrevet sandsynligvis henføres til den højere arealareal med ærter og byg/ært helsæd.

Det estimerede output i form af kerne er lidt højere i Simmelsgaard et al. (1998) end i nærværende undersøgelse. Derimod er der i nærværende undersøgelse en eksport af grovfoder, således at markbalancen er af samme størrelse i de to undersøgelser. Det ses, at den simulerede udvaskning på JB1 jorden stemmer godt overens med de i Simmelsgaard et al. (1998), specielt når man tager højde for højere fikseringsrater. Derimod bliver der simuleret en væsentlig lavere udvaskning på JB6 jorderne end estimeret af Simmelsgaard et al. (1998). Årsagen er muligvis at FASSET-modellen estimerer en denitrifikation på 20 kg N ha⁻¹ på disse jorde.

Tabel 13. N-balance for et sædskifte med 20% kløvergræs, fangafgrøde og halmnedmuldnings fra Simmelsgaard et al. (1998) og nærværende studie (kg N ha⁻¹ år⁻¹).

	Simmelsgaard et al. (1998)		+halm, fangafgrøde scenario			
	Sand	Ler	JB1		JB6	
			Høj	Lav	Høj	Lav
Input						
<i>Organisk</i>	43	46	52	52	52	52
<i>Atmosfære¹</i>	61	69	95	102	99	105
Output						
<i>Kerne</i>	-44	-56	-47	-42	-51	-45
<i>Halm+grovfoder</i>			-31	-29	-34	-31
Mark balance	60	60	69	83	67	83
<i>Udvaskning²</i>	-36	-19	-44	-31	-15	-9
<i>Ændring i jord³</i>	24	41	21	47	28	54

1) Summen af fiksering og deposition

2) Udvaskning fra Simmelsgaard et al. (1998) er beregnet med en empirisk udvaskningsfunktion

3) Ændringen i jordpuljen fra Simmelsgaard et al. (1998) er beregnet som differencen mellem markbalancen og udvaskningen.

4.2. Jordpuljeændringer

Tabel 14 viser den årlige ændring i jordens indhold af organisk N som et gennemsnit over 10 år. Den største del af denne udvikling sker i 0-50 cm's dybde, hvor også størsteparten af det organiske stof er placeret, hvilket muliggør en sammenligning med udviklingen i Kvadratnettet 1987-1998 (Heidmann et al., 2001), hvor målingerne primært er taget i dette interval. Heidmann et al. (2001) fandt et fald for handelsgødede marker på gennemsnitligt 45 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Faldet for det konventionelle basis scenario er meget mindre, hvilket formodentlig delvist kan tilskrives, at der er tilført husdyrgødning i dette scenario.

Tabel 14. Ændring i jordpuljen (kg N ha⁻¹år⁻¹) for alle scenarier på de forskellige jordtyper og frugtbarhedsniveauer. Gennemsnit over 10 år.

	JB1		JB3		JB6		Gennemsnit
	Høj	Lav	Høj	Lav	Høj	Lav	
Økologisk							
Basis	-4	24	0	26	3	30	13
+ efterafgrøde	6	34	8	35	12	39	22
+ halm	11	37	15	40	18	44	27
+ halm,fang	21	47	24	50	28	54	37
0.5 gødning	-13	15	-10	17	-6	20	4
0 gødning	-23	4	-19	7	-16	10	-6
10% kløvergræs	-8	20	-5	22	-2	25	9
Konventionelt							
Basis	-21	4	-18	7	-16	9	-6
+ efterafgrøde	-14	12	-12	13	-9	16	1
+ halm	5	29	9	32	12	34	20
Før VMPII	-21	5	-18	7	-15	10	-5

I de økologiske scenarier tilføres en vis mængde husdyrgødning, og der indgår desuden 20 % kløvergræs, så den mest nærliggende sammenligning er med de punkter i Kvadratnettet der gives kvæggødning. Her fandt Heidmann et al. (2001) en gennemsnitlig stigning på 51 kg N ha⁻¹ år⁻¹, hvor den her simulerede stigning er meget mindre. Dog er mange af målepunkterne beliggende på intensive kvæggårde, hvor tilførslen af organisk stof er betydeligt højere end i disse scenarier.

Både efterafgrøder og halmtilførsel bevirker en markant øget opbygning respektive mindre nedbrydning af organisk N i jorden.

På Askov Forsøgsstation blev der i 10 år dyrket vårkorn med en rajgræs efterafgrøde, hvilket sammenlignet med forsøgsled uden efterafgrøde gav en difference i jordkulstof på 360 kg C ha⁻¹ år⁻¹ (I.K. Thomsen, pers. komm.). Omtrentligt anslået vil det betyde en årlig difference på en tiendedel af dette tal i N, dvs. 36 kg N ha⁻¹ år⁻¹. I modelberegningerne svarer stigningen

ved anvendelse af efterafgrøder til en gennemsnitlig ophobning på $18 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, hvis der blev anvendt efterafgrøder hvert år. Den tilsvarende ophobning i de økologiske scenario ved anvendelse af efterafgrøder i alle år er $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Disse modelberegnedte effekter af efterafgrøder på jordens organiske stof må således vurderes at være indenfor en realistisk størrelsesorden.

På Askov Forsøgsstation har der også været gennemført forsøg med halmnedmuldning over 18 år, og en nedmuldning på 4 t halm per år gav en årlig difference svarende til $26 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, beregnet som ovenstående (I.K. Thomsen, pers. komm.). De 4 t halm svarer omtrentligt til den samlede halmmængde fra en kornmark. Det konventionelle sædskifte giver her en difference på $26 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, men det økologiske giver en difference på $14 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Den lavere difference for det økologiske sædskifte skyldes dels et lavere samlet areal hvor det er muligt at nedmulde halm, og dels de noget lavere udbytter. Igen må størrelsesordenen af ændringen vurderes som realistisk.

Jorderne med det laveste indhold af organisk stof udviser de største stigninger respektive de mindste fald, i forhold til jorderne med højt organisk stofindhold. Dette er også i overensstemmelse med Heidmann et al. (2001), der fandt en signifikant virkning af det initiale indhold af organisk stof i jorden.

Det samlede indhold af N i de to typejorde er henholdsvis 9000 og 14000 kg N ha^{-1} , så selv de største årlige fald og stigninger udgør kun promiller af dette indhold, og dermed er tidshorisonten for væsentlige ændringer meget stor. Petersen og Berntsen (2002) demonstrerede via modelsimuleringer, at man ikke kan foretage en simpel lineær fremskrivning af disse tendenser, samt at selv markante ændringer i driftspraksis havde et tidsperspektiv på omkring 100 år, før man blot nærmede sig et nyt ligevægtsniveau for organisk N i jorden.

Det økologiske sædskifte i basisscenariet ser ud til at have et ligevægtspunkt, der er tæt på det høje frugtbarhedsniveau. Dette betyder at et sådant sædskifte på de fleste jorder vil øge jordens indhold af organisk stof, hvilket på langt sigt vil medføre en mere frugtbar jord med højere udbytter, især på grund af en højere N-mineralisering og en mere gunstig jordstruktur med højere vandholdende evne (Shepherd et al., 2002). På den anden side vil der også optræde en mærkbar stigning i udvaskningsniveauet fra en sådan frugtbar jord. Der bør derfor anvendes passende tiltag til at imødegå denne stigende N-udvaskning.

Et centralt spørgsmål i denne forbindelse er hvilken andel af det indbyggede N i jorden, der senere vil resultere i udvaskning. Hvis man sammenligner N-udvaskning og ændring i jordens N-indhold (tabel 14 og 15) ved høj og lav frugtbarhed, kan man få et modelmæssigt skøn over hvor meget af den ekstra mineralisering ved høj frugtbarhed der går til udvaskning. For det konventionelle basissædskifte drejer det sig om gennemsnitligt 49 % og for det økologiske sædskifte om gennemsnitligt 41 %. I et forsøg med fem års dyrkning af efterafgrøder, efterfulgt af fem år uden efterafgrøder, blev 30 % af det tilbageholdte kvælstof udvasket (Thomsen

og Christensen, 1999). Da tidshorisonten er mindre for dette forsøg, end den der implicit ligger i den modelmæssige marginalbetragtning, kan disse tal ikke helt sammenholdes, men de tre tal giver dog en rimeligt samstemmende indikation for størrelsesordenen. Så formodentlig vil mellem 30 til 45 % af samlede ophobning af N i jorden resultere i N-udvaskning over de næste mange årtier.

Det konventionelle plantesædskifte giver for de fleste scenariers vedkommende en reduktion i jordens pulje af organisk N. Fordele og ulemper herved er modsat de ovenfor skitserede for de økologiske scenarier.

4.3. Udvaskning af N

Nitratudvaskningen for alle scenarierne er vist i tabel 15. Det gennemsnitlige niveau for det konventionelle basisscenario spænder fra 15-56 kg N ha⁻¹ år⁻¹, afhængig af jordtype og frugtbarhed. Det er umiddelbart vanskeligt at sammenligne denne N-udvaskning med andre estimater for N-udvaskning, idet det aktuelle niveau bl.a. afhænger af sædskifte, afstrømning, jordens frugtbarhed og N-input. Nedenstående diskussion vil derfor fokusere på forskelle mellem forskellige systemer og scenarier.

Der er tydelig forskel på N-udvaskningen mellem jordtyper og frugtbarhed. På den frugtbare jord var N-udvaskningen i det konventionelle basisscenario mellem 8 og 15 kg N ha⁻¹ år⁻¹ højere end på den tilsvarende jordtype med lavere frugtbarhed. Hvorvidt denne forskel er realistisk er vanskeligt at vurdere, da der efter vores kendskab ikke eksisterer forsøg, hvor man gennem en lang årrække har fået opbygget en stor forskel i frugtbarhed, for derefter at gennemføre målinger af N-udvaskning under det samme sædskifte.

Tabel 15. N-udvaskning (kg N ha⁻¹ år⁻¹) for alle scenarier på de forskellige jordtyper.

	JB1		JB3		JB6		Gennemsnit
	Høj	Lav	Høj	Lav	Høj	Lav	
Økologisk							
Basis	56	42	44	33	24	16	36
+ efterafgrøde	46	33	35	24	16	10	27
+ halm	53	39	42	30	22	15	33
+ halmfang	44	31	34	23	15	9	26
0.5 gødning	52	39	41	30	23	16	34
0 gødning	49	37	39	29	22	15	32
10% kløvergræs	52	38	41	30	23	15	33
Konventionelt							
Basis	56	41	46	32	23	15	36
+ efterafgrøde	49	33	40	26	18	10	29
+ halm	56	40	46	32	21	14	35
Før VMPII	63	46	52	37	26	18	40

Halmscenarioet viser, at effekten på N-udvaskningen af en halmnedmuldning er forholdsvis lille og med en tendens til en lille reduktion. Eksperimentelle data (I.K. Thomsen, pers. komm.) viser en lille stigning ved halmnedmuldning. Noget af denne stigning i målingerne blev dog tilskrevet den øgede intensitet af jordbearbejdningen. På længere sigt vil halmnedmuldning dog kunne medføre en mere frugtbar jord og dermed en øget N-udvaskning.

Effekten på N-udvaskningen af en efterafgrøde afhænger af jordtypen. Således blev N-udvaskningen på de konventionelle brug reduceret med ca. $8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ på en grovsandet jord, mens den blev reduceret med ca. $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ på en sandblandet lerjord. Da 3 ud af 11 marker i dette scenario har en efterafgrøde i forhold til basisscenariet, svarer dette til en reduktion i N-udvaskningen med 30, 22, 19 kg N ha^{-1} per år med efterafgrøde på henholdsvis JB1, JB3 og JB6. Hansen et al. (2000) skønnede at rajgræs i et ensidigt kornsædskifte på sandjord i gennemsnit reducerer N-udvaskningen med 38 kg N ha^{-1} . I gennemsnit af jordtyper skønnes en efterafgrøde at kunne reducere N-udvaskningen med $25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (Hansen, 2003). Niveauet for udvaskningsreduktionen vil dog afhænge af sædskifte og N-tilgængelighed i systemet.

I det økologiske scenario med en efterafgrøde af rajgræs og hvidkløver blev der simuleret en reduktion i N-udvaskningen på mellem 7 og $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ på sædskifteniveau. Da også 3 ud af 10 marker i dette scenario havde en efterafgrøde, svarer dette til mellem 23 og 33 kg N ha^{-1} per år med efterafgrøde. Dette interval ligger indenfor rammerne af ovenstående estimat. Ifølge Hansen et al. (2000) er effekten ved brug af bælgeplanter som efterafgrøde i praksis dog usikker. I nogle tilfælde reduceres N-udvaskningen lige så effektivt som ved anvendelse af rajgræs, mens der i andre tilfælde er observeret en mindre effektiv reduktion. Et andet problem er den større kvælstofeftervirkning af kløver-efterafgrøder, som kan medføre en stor efterfølgende N-udvaskning, hvis eftervirkningen ikke udnyttes effektivt.

I de økologiske scenarier med reduceret gødningstilførsel viser simuleringerne i gennemsnit et fald på 2 og $4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ ved hhv. halv og ingen gødningstilførsel. Et lille fald ved reduceret gødningstilførsel er også observeret af Eriksen et al. (1999), hvor N-udvaskningen er hhv. 3 og $8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ mindre ved et reduceret input på hhv. 38 og $44 \text{ kg total N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ i systemer med henholdsvis gylle og dybstrøelse. I et forsøg med økologiske kornsædskifter er der ligeledes kun fundet et fald i N-udvaskningen på $1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ ved at reducere gødskningen fra ca. $40 \text{ kg total N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ til ingen gødskning (Olesen et al., 2003).

I ”10% kløvergræs” scenariet blev der observeret et fald i N-udvaskningen på $3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Dette er i overensstemmelse med Hansen og Kristensen (1998), som beregnede et fald på ler- og sandjord på hhv. 2 og $4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ ved at reducere andelen af kløvergræs fra 25% til 20% (altså kun den halve reduktion af kløvergræs ift. nærværende studie).

N-udvaskningen fra henholdsvis de økologiske og konventionelle basisscenarier er i gennemsnit ikke forskellige. Dette er i modsætning til Hansen et al. (2000), som ved en sammenlig-

ning mellem økologiske (uden efterafgrøder) og konventionelle systemer på ler- og sandjord, fandt at det økologiske system udvaskede hhv. 3 og 44 kg N ha⁻¹ år⁻¹ mindre på hhv. ler- og sandjord. Den primære forskel mellem de to analyser er det estimerede N-input til de to systemer. I analysen af Hansen et al. (2000) blev det antaget, at der var en import i mineralsk og organisk gødning ved de konventionelle på hhv. 124 og 181 på ler- og sandjord og ved de økologiske planteavlsbedrifter på 47 og 43 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Baseret på en lang række regnskabsdata blev import i nærværende studie estimeret til hhv. 133 og 52 kg N ha⁻¹ år⁻¹, hvilket i gennemsnit er mindre i det konventionelle system og lidt mere i det økologiske system i forhold til Hansen et al. (2000). Dette har medført lavere simuleret N-udvaskning i det konventionelle og en højere udvaskning i det økologiske dyrkningssystem i den nærværende analyse.

5. Konklusion

En sammenligning af de konventionelle og økologiske basisscenarier viser som gennemsnit af alle jordtyper og frugtbarhedsniveauer en N-udvaskning, der er ens for økologisk og konventionel planteavl. Basisscenarierne opfylder de lovgivningsmæssige krav til grønne marker og 6%-efterafgrøder, men indeholder derudover ikke yderligere efterafgrøder.

Effekten af VMP II er beregnet til $4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ for det konventionelle sædskifte. N-udvaskningen fra økologisk planteavl i 2003 kan således skønnes at være $4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ mindre end N-udvaskningen fra konventionel planteavl før implementeringen af VMP II.

Der er taget udgangspunkt i konventionel planteavl uden specialafgrøder, men med en høj kornandel. Økologisk planteavl er derimod defineret som en restgruppe, som ikke har væsentlig husdyrbrug. Dette indebærer at de økologiske planteavlsbrug er en meget forskelligartet gruppe, hvoraf nogle har et mindre husdyrhold. De økologiske planteavlere importerer endvidere en vis mængde konventionel husdyrgødning, således at de økologiske planteavlsbrug i denne undersøgelse aftager mere husdyrgødning end de konventionelle planteavlsbrug.

Den større anvendelse af husdyrgødning og den større andel af græsmarker i økologisk planteavl fører til en opbygning af kvælstof i jordpuljen, hvorimod modelberegningerne viser et lille fald i jordens indhold af organisk N for konventionel planteavl. Forskellen udgør ca. $19 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Hvis det antages, at en tredjedel af denne opbygning på langt sigt, alt andet lige, vil resultere i N-udvaskning, medfører dette at der på langt sigt kan tænkes at optræde en forskel i N-udvaskning mellem økologisk og konventionel jordbrug på ca. $6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, medmindre man laver forholdsregler for at imødegå dette.

De økologiske planteavlere aftager i gennemsnit mere husdyrgødning end de konventionelle. Dermed vil især økologerne indirekte bidrage til en mindsket udvaskning på intensive husdyrbrug. Kvantificeringen af dette forhold falder dog uden for denne rapports sigte.

Scenarierne viser, at der er en række muligheder for at reducere N-udvaskningen fra økologisk planteavl. Den mest effektive metode er anvendelse af efterafgrøder, som har en markant større effekt end at reducere gødningsimporten. I praksis vil det dog være umuligt at udnytte mulighederne for efterafgrøder fuldt ud, da der på bedrifter uden afgræssende husdyr vil være behov for mekanisk bekæmpelse af rod ukrudt, f.eks. gennem stubbearbejdnings om efteråret.

6. Referencer

Anonym, 2001a. Økologisk jordbrugsbedrifter 2000. Autorisation. Produktion. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. Plantedirektoratet.

Anonym, 2001b. Økonomien i landbrugets driftsgrene 1999. Statens Jordbrugs- og Fiskeri-økonomiske Institut. Rapport Serie B, nr 84. 146 s.

Anonym, 2002. Vejledning og skemaer 2002/03. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. Plantedirektoratet.

Anonym, 2003. Økologisk jordbrugsbedrifter 2002. Autorisation. Produktion. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. Plantedirektoratet. 13 s.

Berntsen, J., Petersen, B.M., Jacobsen, B.H., Olesen, J.E. & Hutchings, N.J., 2003a. Evaluating nitrogen taxation scenarios using the dynamic whole farm simulation model FASSET. *Agric. Syst.* 76, 817-839.

Berntsen, J., Olesen, J.E., Petersen, B.M., Eriksen, J. & Askegaard, M., 2003b. Simulation of nitrate leaching from an organic dairy crop rotation with different manure types and loads. Abstracts for the 12th N Workshop. 21-24 september Exeter, UK.

Berntsen J., Hauggard-Nielsen, H., Olesen, J.E., Petersen, B.M., Jensen, E.S. & Thomsen, A., 2004. Modelling dry matter production and resource use in intercrops of pea and barley. *Field Crops Res.* 88, 69-83.

Chatskikh, D., Olesen, J.E., Berntsen, J., Rigina, K. & Yamulki, Y., 2003. Simulation of N₂O emission from grasslands with the FASSET model. *Biogeochemistry* (in prep.).

Eriksen, J., Askegaard, M. & Kristensen, K., 1999. Nitrate leaching in an organic dairy/crop rotation as affected by organic manure type, livestock density and crop. *Soil Use Manage.* 15, 176-182.

Hansen, E.M., 2003. Efterafgrøder under nuværende praksis. I Forbedret kvælstofudnyttelse i marken og effekt på kvælstoftab. Forberedelse af vandmiljøplan III. Rapport fra Kvælstofgruppen (F10). Danmarks JordbrugsForskning.

Hansen, B., Kristensen, E.S., Grant, R., Høgh-Jensen, H., Simmelsgaard, S.E. & Olesen, J.E., 2000. Nitrogen leaching from conventional versus organic farming systems – a systems modelling approach. *Eur. J. Agron.* 13, 65-82

Hansen, B. & Kristensen, E.S., 1998. Kvælstof-udvaskning og -balancer ved omlægning fra konventionelt til økologisk jordbrug. I Kristensen, E.S. & Olesen, J.E. (red.) kvælstofudvaskning og -balancer i konventionelle og økologiske produktionssystemer. FØJO rapport nr. 2., s 87-113.

Heidmann, T., Nielsen, J., Olesen, S.E., Christensen, B.T. & Østergaard, H.S., 2001. Ændringer i indhold af kulstof og kvælstof i dyrket jord: Resultater fra Kvadratnettet 1987 - 1998. DJF rapport Markbrug 54.

Høgh-Jensen, H., Loges, R., Jensen, E.S., Jørgensen, F.V. & Vinther, F.P., 2004. Empirical model for quantification of symbiotic nitrogen fixation in leguminous crops. Agric. Syst. (accepted).

Jacobsen, O.H., 1989. Umættet hydraulisk ledningsevne i nogle danske jorde. Metode og typekarakterisering. Tidsskr. Planteavl Specialserie. S2030.

Kristensen, I.S., 1999. Forudsætninger for planteproduktion på forskellige bedriftstyper. I Rasmussen, I.A. (red.) Plantebeskyttelse i økologisk jordbrug. FØJO rapport 4, 29-40.

Kristensen, I.S., 2003. Ukrudt på fem nyomlagte økologiske plantebrug. Bilag til statusrapport for "Bedriftsorienteret ukrudtskontrol på konventionelle og økologiske landbrug, herunder ukrudtsbekæmpelse i rækkesåede afgrøder".
<http://www.agrsci.dk/jbs/isk/relevant%20publications.html>.

Kristensen, I.S., Kristensen, I.T., Halberg, N. & Kristensen, T. 2003a. Estimering af N-balancer og -tab fra landbrugsbedrifter i et sammenhængende område ved anvendelse af registerdata og typebedrifter. Illustration af metoden anvendt i Mariager Fjord opland. Vandmiljøplan III. Rapport fra teknisk undergruppe:
http://www.vmp3.dk/Files/Filer/Rap_fra_t_grupper/teknisk-undergr-Mariager_Fjord_final.pdf.

Kristensen, I.S., Kristensen, T. & Nielsen, A.H., 2003b. Omlægning til økologisk mælkeproduktion - konsekvenser for kvælstofomsætning, -udnyttelse og -tab. I Forbedret kvælstofudnyttelse i marken og effekt på kvælstoftab. Forberedelse af Vandmiljøplan III. . Rapport fra teknisk undergruppe: http://www.vmp3.dk/Files/Filer/Rap_fra_t_grupper/vmp3-rapport-fra-kvaelstof.pdf.

Kristensen, I.S., Kristensen, T., Vinther, F.P. & Høgh-Jensen, H., 2004. Afgrødernes kvælstofiksering. Omfang og metoder til beregning. DJF rapport Markbrug (i udkast)

Kristensen, I.S., Halberg, N., Nielsen, A.H., Dalgaard, R. & Hutchings, N., 2003c. N-turnover on Danish mixed dairy farms. I Nutrient management on farm scale: how to attain European

and national policy objectives in regions with intensive dairy farming?
http://www.agrsci.dk/jbs/isk/DK_country_report_partII.pdf.

Kristensen, I.T., 2004a. Arealfordeling, dyrehold og gødsning på konventionelle og økologiske brug i 2001- 2002, efter Fødevaredirektoratets Generelle Landbrugsregister (GLR) og det Centrale Husdyrregister (CHR), Kort- og Matrikelstyrelsens adressekoordinater og Plantedirektoratets økologi- og gødningskontrol. Danmarks JordbrugsForskning.

Kristensen, I.T. 2004b. Bedriftstypologier. Version 6 - 30. januar 2004, Notat. Danmarks JordbrugsForskning.

Larsen, I. 2003. Økonomien i landbrugets driftsgrene 1999-2001. Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut.

Olesen, J.E. 1991. Jordbrugsmeteorologisk årsoversigt 1990. Tidsskr. Planteavl Specialserie S2130.

Olesen, J.E., Askegaard, M. & Berntsen, J., 2003. Nitrate leaching from arable crop rotations in organic farming. Proceedings of N-workshop, IGER, UK.

Olesen, J.E., Berntsen, J., Hansen, E.M., Petersen, B.M. & Petersen, J., 2002a. Crop nitrogen demand and canopy area expansion in winter wheat during vegetative growth. Eur. J. Agron. 16, 279-296.

Olesen, J.E., Hansen, P.K., Berntsen, J. & Christensen, S., 2004. Mechanisms of above ground competition for weed suppression and tolerance in winter wheat varieties. Field Crops Res. (in press).

Olesen, J.E., Petersen, B.M., Berntsen, J., Hansen, S., Jamieson, P.D. & Thomsen, A.G., 2002b. Comparison of methods for simulating effects of nitrogen on green area index and dry matter growth in winter wheat. Field Crops Res. 74, 131-149.

Petersen, B.M. & Berntsen, J., 2002. Omsætning i jordpuljen på forskellige bedriftstyper. DJF Intern rapport 157, 13-24.

Petersen, B.M., Berntsen, J. & Jensen, L.S., 2003a. CN-SIM - a model for the turnover of soil organic matter. I: Long term carbon development. Soil Biol. Biochem. (submitted).

Petersen, B.M., Jensen, L.S., Berntsen, B., Hansen, S., Pedersen, A., Henriksen, T.M., Sørensen, P. & Trinsoutrot-Gattin, I., 2003b. CN-SIM - a model for the turnover of soil organic matter. II: Short term carbon and nitrogen development. Soil Biol. Biochem. (submitted).

Plauborg, F., Refsgaard, J.C., Henriksen, H.J., Blicher-Mathiesen, G. & Kern-Hansen, C., 2002. Vandbalance på mark- og oplandsskala. DJF rapport Markbrug 70, 45 s.

Poulsen, H.D., Børsting, C.F., Rom, H.B. & Sommer, S.G., 2001. Kvælstof, fosfor og kalium i husdyrgødning - normtal 2000. DJF rapport Husdyrbrug 36, 152 s.

Shepherd, M.A., Harrison, R. & Webb, J., 2002. Managing soil organic matter - implications for soil structure on organic farms. *Soil Use Manage.* 18, 284-292.

Simmelsgaard, S.E., Kristensen, I.S. & Mogensen, L., 1998. Planteproduktion på forskellige økologiske brugstyper. I Kristensen, E.S. & Olesen, J.E. (red.) Kvælstofudvaskning og –balancer i konventionelle og økologiske produktionssystemer. FØJO rapport 2, 43-68.

Stockdale, E.A., Shephard, M.A., Fortune, S. & Cuttle, S.P., 2002. Soil fertility in organic farming systems - fundamentally different? *Soil Use Manage.* 18, 301-308.

Thomsen, I.K. & Christensen, B.T., 1999. Nitrogen conserving potential of successive ryegrass catch crops in continuous spring barley. *Soil Use Manage.* 15, 195-200.

van Genuchten, M.Th., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44, 892-898.

van Genuchten, M.Th., Leij, F.J. & Yates, S.R., 1991. The RETC Code for Quantifying the Hydraulic Functions of Unsaturated Soils, Version 1.0. EPA Report 600/2-91/065, U.S. Salinity Laboratory, USDA, ARS, Riverside, California.

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, 169-185.

Appendiks 1

For hver enkelt af de konstruerede sædskifter blev driftsledelsen specificeret, herunder datoer for pløjning, såning, gødskning og høst. Driftsledelsen er forskellig for konventionelle og økologiske bedrifter, men er for sammenlignelighedens skyld ens for alle jordtyper.

	Pløjning	Såning ho- vedafgrøde	Såning efte- rafgrøde	Organisk gødning ³⁾	Mineralsk gødning	Høst	1. stub- harvning
Økologisk							
Vårbyg	15/2 ¹⁾	16/4	10 d. efter såning	2. d. før såning	ingen	15/8 ²⁾	1/9
Helsæd	15/2 ¹⁾	16/4	10 d. efter såning	2. d. før såning	ingen	15/7 ²⁾	1/9
Rug	2 d. før såning	5/10	d. 20/3	5/4	ingen	8/8	1/9
Vårhavre	15/2 ¹⁾	16/4	10 d. efter såning	2. d. før såning	ingen	15/8 ²⁾	ingen
Ært	15/1 ¹⁾	16/4	2 d. efter så- ning	Ingen	ingen	15/8	ingen
Kløvergræs			3 d. efter så- ning	10/4	ingen	d. 15/6 & 15/7	
Konventionel							
Vårbyg	15/1 ¹⁾	16/4	2 d. efter så- ning	2. d. før såning		20/8 ²⁾	ingen
Vinterraps	2. d. før såning	15/8	ingen	2 d. før pløj & 10/4	d. 15/2	skårl. 15/7	ingen
Vinterhvede	2 d. før såning	15/9	d. 12/4	20/4	15/3 & 25/4	15/8	ingen
Ært	15/1 ¹⁾	16/4	2 d. efter så- ning	Ingen	ingen	15/8	ingen
Rug	2 d. før såning	1/10	d. 20/3	10/4	10/4	8/8	Ingen

1) Reelt: Økologisk på lerjord ½ d. 10/12 & ½ d. 15/4. Sandjord d. 20/3. Konv. ler d. 10/11 & sand d. 20/3.

2) 7 dage efter fuldmødenhed.

3) Nedfældes, så ammoniaktab minimeres

1. års kløvergræs bliver brugt til slæt, mens 2. års kløvergræs bliver brugt som grønbrak.
Udsædsmængden (kg ha⁻¹) for de forskellige afgrøder var:

Vårbyg	Rug	Vårhavre	Vinterhvede	Vinterraps	Kløvergræs	Ært
180	120	180	225	5	25	300

Det blev desuden antaget at en eventuel efterafgrøde i det konventionelle system var en raj-græs, som blev udsået med 5 kg ha^{-1} , mens det i det økologiske system blev udsået 7 kg frø ha^{-1} .

DJF Foulum

Postboks 50, 8830 Tjele
Tlf. 8999 1900. Fax 8999 1919
djf@agrsci.dk. www.agrsci.dk

Direktion
Administration

Afdeling for Råvarekvalitet
Afdeling for Husdyravl og Genetik
Afdeling for Husdyrernæring og Fysiologi
Afdeling for Husdyrsundhed og Velfærd
Afdeling for Jordbrugsproduktion og Miljø

Afdeling for Mark- og Stalddrift
Kommunikationsafdelingen
Centerdrift Foulum

DJF Årslev

Kirstinebjergvej 10, 5792 Årslev
Tlf. 6390 4343. Fax 6390 4390

Afdeling for Havebrugsproduktion

DJF Flakkebjerg

Flakkebjerg, 4200 Slagelse
Tlf. 5811 3300. Fax 5811 3301

Afdeling for Plantebiologi
Afdeling for Plantebeskyttelse
Centerdrift Flakkebjerg

DJF Bygholm

Postboks 536
Schüttesvej 17, 8700 Horsens
Tlf. 7629 6000. Fax 7629 6100

Afdeling for Jordbrugsteknik
Driftsfunktion

DJF Sorgenfri

Skovbrynet 14, 2800 Kgs. Lyngby
Tlf. 4587 8055 . Fax 4593 1155
Skadedyrlaboratoriet

Enheder på andre lokaliteter

Afdeling for Sortsafprøvning

Teglværksvej 10, Tystofte
4230 Skælskør
Tlf. 5816 0600. Fax 5816 0606

Askov Forsøgsstation

Vejenvej 55, 6600 Vejen
Tlf. 7536 0277. Fax 7536 6277

Den økologiske Forsøgsstation Rugballegård

Postboks 536, 8700 Horsens
Tlf. 7629 6000. Fax 7629 6102

Foulumgård

Postboks 50
8830 Tjele
Tlf. 8999 1900. Fax 8999 1919

Jyndevad Forsøgsstation

Flensborgvej 22, 6360 Tinglev
Tlf. 7464 8316. Fax 7464 8489