



Forskningscenter for Økologisk Jordbrug

Natur, miljø og ressourcer i økologisk jordbrug

Hugo Fjelsted Alrøe og
Claus Bo Andreasen (Red.)

FØJO

Natur, miljø og ressourcer i økologisk jordbrug

FØJO-rapport nr. 3
Udskrevet fra www.foejo.dk

Hugo Fjelsted Alrøe og
Claus Bo Andreasen (Red.)

Forskningscenter for Økologisk Jordbrug 1999

FØJO-rapport nr. 3/1999

Natur, miljø og ressourcer i økologisk jordbrug

Forfattere

Hugo Fjelsted Alrøe, Forskningscenter for Økologisk Jordbrug (FØJO)

Jørgen Aagaard Axelsen, Danmarks Miljøundersøgelser

Susanne Elmholt, Danmarks JordbrugsForskning

Niels Halberg, Danmarks JordbrugsForskning

Lizzie Melby Jespersen, Danmarks JordbrugsForskning

Jørgen E. Olesen, Danmarks JordbrugsForskning

Jens Reddersen, Danmarks Miljøundersøgelser

Redaktion

Hugo Fjelsted Alrøe & Claus Bo Andreasen, Forskningscenter for Økologisk Jordbrug

Udgiver

Forskningscenter for Økologisk Jordbrug

Udgivet

Juni 1999

Layout

Forside: Enggaardens Tegnestue

Indhold: Grethe Hansen, FØJO

Fotos på omslag

Fra venstre: E. Keller Nielsen, ©Danmark, Anders Riis, E. Keller Nielsen

Tryk: Repro og Tryk, Skive

Papir: 90 g Cyklus print

Sidetæl: 92 pp.

ISSN: 1398-716X

Pris: 100,- kr. inkl. moms og forsendelse

Købes hos

Forskningscenter for Økologisk Jordbrug (FØJO)

Foulum

Postboks 50

8830 Tjele

Tlf. 89 99 16 75, fax 89 99 12 00

E-mail: Grethe.Hansen@agrsci.dk

Hjemmeside: www.foejo.dk

Forord

Økologisk jordbrug er udviklet som et system, der tilstræber at minimere ressourceforbruget og miljøbelastningen gennem udnyttelse af lokale ressourcer og naturlige reguleringsmekanismer samt at udvise forsigtighed i omgangen med naturens mangfoldighed.

Der er imidlertid et stort behov for at få øget viden om, hvorledes økologisk jordbrug påvirker miljø- og naturværdier. Dette behov skal bl.a. ses i lyset af samfundets ønsker om i større grad at kunne anvende økologisk jordbrug i forbindelse med bevarelse af miljø- og naturværdier. Endvidere er der et behov for at undersøge, hvorledes det økologiske jordbrug fortsat kan udvikles i en miljø- og naturvenlig retning, således at økologisk jordbrug i større grad får mulighed for at opfylde sin målsætning om "størst mulig hensyntagen til miljø og natur".

På den baggrund blev der i forbindelse med udarbejdelsen af *Aktionsplan II – Økologi i udvikling* iværksat et udredningsarbejde med henblik på at undersøge det økologiske jordbrugs muligheder for at bidrage til øget miljø og naturbeskyttelse.

Udredningen, som blev foretaget i regi af Forskningscenter for Økologisk Jordbrug (FØJO), blev udformet som en baggrundsrapport til Det Økologiske Fødevareråd. På baggrund af rapporten udarbejdede rådet en række anbefalinger til aktionsplanen. Aktionsplanen giver således, foruden anbefalingerne, et sammendrag af baggrundsrapporten.

Der er imidlertid et behov for at udgive nærværende rapport, som er den oprindelige rapport fra FØJO til Det Økologiske Fødevareråd. Rapporten, som fokuserer på problemstillinger inden for miljø- og naturforhold, giver bl.a. en gennemgang af både dansk og international forskning på området og herunder en henvisning til originale publikationer og referencer.

Rapporten kan således danne grundlag for diskussioner om mulighederne for at udvikle det økologiske jordbrug med henblik på en fortsat positiv indflydelse på natur- og miljøværdier. Der er bl.a. inden for næringsstofhusholdning, naturindhold, genanvendelse og jordkvalitet m.m. et stort behov for at kunne give bedre retningslinier for, hvorledes den økologiske drift kan gennemføres, således at den i større grad opfylder de økologiske målsætninger.

En bedre rådgivning kræver imidlertid et forbedret naturvidenskabeligt grundlag, og herunder en øget forståelse for samspillet mellem landbrugsdrift, miljø og naturforhold. Rapporten giver en række forslag til, hvorledes dette grundlag kan sikres.

Endelig er det håbet, at rapporten kan danne grundlag for diskussioner mellem forskningen og det økologiske jordbrug om miljø- og naturværdier. Det er bl.a. planen, at der i regi af FØJO skal afholdes workshops og temamøder, hvor emnet diskuteres.

Erik Steen Kristensen
Forskningscenter for Økologisk Jordbrug
juni 1999

Indhold

Sammendrag	7
1 Økologisk jordbrug, natur og etik	9
<i>Hugo Fjelsted Alrøe</i>	
1.1 Målsætning, naturopfattelse og etik.....	10
1.2 Bæredygtighed.....	10
1.3 Forsigtighed og forebyggelse.....	11
1.4 Miljøfilosofisk betragtning.....	13
1.5 Udvikling af økologisk jordbrug.....	14
1.6 Referencer.....	15
2 Tab af næringsstoffer	17
<i>Jørgen E. Olesen</i>	
2.1 Kvælstof.....	17
2.2 Fosfor.....	26
2.3 Kalium.....	27
2.4 Svovl.....	27
2.5 Muligheder for at begrænse tabene.....	28
2.6 Referencer.....	32
3 Økologisk jordbrug som aftager af samfundets affalds- og næringsstoffer	35
<i>Lisette Melby Jespersen</i>	
3.1 Økologisk jordbrugs behov for import af ikke-økologiske gødninger.....	36
3.2 Produktion og anvendelse af husdyrgødning og organisk affald fra industri og byer.....	38
3.3 Lovkrav for anvendelse af ikke-økologiske gødninger i økologisk jordbrug.....	41
3.4 Muligheder for at øge recirkuleringen af næringsstoffer.....	46
3.5 Referencer.....	48
4 Jordens biologi	51
<i>Susanne Elmholt & Jørgen Aagaard Axelsen</i>	
4.1 Introduktion – mikroorganismer.....	51
4.2 Introduktion – fauna.....	54
4.3 Hvad påvirker jordens biologi.....	54
4.4 Hvad ønsker vi at opnå.....	60
4.5 Driftsmæssige muligheder for at dyrke jorden i et godt samspil med jordens biologiske liv.....	60
4.6 Hvordan når vi målene.....	62
4.7 Referencer.....	63

5	Naturindhold i økologisk jordbrug	69
	<i>Jens Reddersen</i>	
5.1	Naturindholdet og dets betydning for økologisk jordbrug og det omgivende samfund	69
5.2	Naturindholdet: Problemer og målsætning på forskellige typer af agerland	70
5.3	Økologisk jordbrug og naturindholdet på de dyrkede marker.....	72
5.4	Økologisk jordbrug og naturindholdet i småbiotoper.....	76
5.5	Økologisk jordbrug og naturindholdet på halvkulturarealerne.....	78
5.6	Muligheder for fremme af naturindholdet i økologisk jordbrug.....	80
5.7	Referencer.....	81
6	Økologisk jordbrug i særligt følsomme landbrugsområder	85
	<i>Niels Halberg</i>	
6.1	Økologisk jordbrug i områder med særlige drikkevandsinteresser.....	86
6.2	Økologisk jordbrug i områder med særlige naturværdier	87
6.3	Behovet for monitorering af konsekvenser på bedriftsniveau og regionalt niveau	89
6.4	Fremme af lokalt tilpassede driftsformer	90
6.5	Referencer	91
	Om Forskningscenter for Økologisk Jordbrug.....	93

Sammendrag

I de seneste årtier har der været fokus på at reducere jordbrugets forurening med næringsstoffer og syntetiske pesticider. Tabet af specielt kvælstof til vandmiljøet har ført til omfattende iltsvind i de indre farvande samt en forringelse af kvaliteten af grundvand. Tilsvarende har anvendelsen af pesticider ført til forurening af grundvand, mistanke om skadevirkninger på mennesker og husdyr samt en generel forarming af naturindholdet i agerlandet, herunder bekymring for en række plante- og dyrearter som påvirkes direkte eller indirekte.

Bla. som et svar på disse problemer er økologisk jordbrug udviklet som et system, der tilstræber at minimere ressourceforbruget og miljøbelastningen gennem udnyttelse af lokale ressourcer og naturlige reguleringsmekanismer samt ved at udvise forsigtighed i omgangen med naturens mangfoldighed. I økologisk jordbrug anvendes hverken syntetisk fremstillede gødninger, pesticider eller andre vækststoffer. I stedet betragtes en god næringsstofhusholdning samt bevarelse og forbedring af jordens frugtbarhed som grundpiller i økologisk drift. Økologisk jordbrug kan derfor betragtes som et middel til miljøbeskyttelse, hvor reguleringen i høj grad bygger på konsensus om værdier og mål frem for detaljerede regler om pesticid- og gødningsanvendelse. De betragtninger og principper, som ligger til grund for økologisk jordbrug, beskrives i kapitel 1.

Der er imidlertid et stort behov for at få øget viden om, hvorledes økologisk jordbrug påvirker miljø- og naturværdier. Dette behov skal bl.a. ses i lyset af samfundets ønsker om i højere grad at kunne anvende økologisk jordbrug i forbindelse med bevarelse af miljø- og naturværdier. Endvidere er der et behov for at undersøge, hvorledes det økologiske jordbrug kan udvikles i en miljø- og naturvenlig retning, således at økologisk jordbrug i større grad får mulighed for at opfylde sin

målsætning om "*størst mulig hensyntagen til miljø og natur*".

Eksempelvis er det en af de grundliggende målsætninger i økologisk jordbrug at holde hus med næringsstofferne og i størst muligt omfang undgå tab, men de økologiske regler giver ikke i sig selv sikkerhed mod et for stort tab af kvælstof og andre næringsstoffer. Den dyrkningspraksis, som gennemføres på den enkelte økologiske bedrift, har en meget stor indflydelse på tabet af næringsstoffer og jordens frugtbarhed.

Det er derfor vigtigt at kunne give bedre retningslinier for, hvorledes driften kan gennemføres, således at næringsstofhusholdningen optimeres. I kapitel 2 beskrives derfor en række problemstillinger på området, ligesom der foreslås en række ændringer og tiltag, som kan medvirke til en forbedret næringsstofhusholdning.

For at sikre en acceptabel næringsstofforsyning er det nødvendigt for mange økologiske bedriftstyper at importere næringsstoffer. En del af det økologiske jordbrugs behov for næringsstoffer vil kunne opfyldes gennem en øget recirkulering af næringsstoffer i organiske affaldsprodukter fra by til land, hvilket også ville være i overensstemmelse med de økologiske idealer om brug af lokale ressourcer.

Dette fordrer dog udvikling af effektive opsamlings-, behandlings- og distributionssystemer, som sikrer, at det organiske affald kan recirkuleres uden risiko for spredning af patogene organismer og forurening med uønskede stoffer. I kapitel 3 diskuteres mulighederne for, at det økologiske jordbrug i større omfang kan bidrage til løsning af det konventionelle landbrugs og det øvrige samfunds problemer med recirkulation af næringsstoffer.

"Bevarelse af jordens naturlige frugtbarhed" er en anden grundpille i det tankesæt, som ligger bag økologisk jordbrug. Tanken er bl.a., at en sund jord giver sunde planter, der har en høj ernærings- og sundhedsmæssig værdi for mennesker og husdyr. Det viser sig her, at den økologiske landmand har en række dyrkningsmæssige muligheder for at fremme jordens kvalitet.

Jorden er også hjemsted for en række skadelige mikroorganismer, herunder svampe, som kan nedsætte landbrugsprodukternes kvalitet ved at danne mykotoksiner. Når disse svampe ikke kan reguleres med kemiske hjælpemidler bliver kendskabet til arternes livscyklus af afgørende betydning, for det er gennem dyrkningspraksis, at de gavnlige svampe skal fremmes og de skadelige begrænses. I kapitel 4 beskrives jordens biologi, og der gives forslag, der kan medvirke til at styrke jordens frugtbarhed.

Selv om begrebet "frugtbarhed" ofte forbindes med jordens evne til at ernære afgrøderne, så er det givet, at kvaliteten af jorden har en betydning, som rækker langt ud over det dyrkningsmæssige. Jordens mikrobielle aktivitet har en tæt sammenhæng med jordbundens småinsekter, mider og regnorme – og dermed også med de overjordiske insekter, dyr og fugle.

Livet i jorden er med andre ord med til at fremme dyre- og plantelivet både på marken og i den om-

givende natur. Målsætningen om bevarelse af jordens frugtbarhed stemmer derfor overens med en anden grundtanke i økologisk jordbrug, nemlig at *"fremme en dyrkningsmæssig praksis, som tager størst mulig hensyn til miljø og natur"*. I dyrkningen må den økologiske landmand således søge at tage en række hensyn, der fremmer samspillet mellem jord og natur.

Der er en stigende samfundsmæssig interesse i at beskytte og udvikle naturværdier og naturressourcer – både i særlige områder, men også i kulturlandskabet som helhed. I den forbindelse er økologisk jordbrug et alternativ, der i højere grad end konventionelt jordbrug tilgodeser de miljø- og naturværdier, som offentligheden ønsker.

Det forsigtighedsprincip og den helhedstænkning, som dyrkningsreglerne er udtryk for, medfører i mange tilfælde et mindre ressourceforbrug og en mindre negativ effekt på omgivelserne og tillader en større variation af vild flora og fauna i landskabet sammenlignet med produktionen af tilsvarende konventionelle produkter.

I kapitel 5 beskrives den økologiske dyrkningsindflydelse på naturkvaliteten i og omkring de dyrkede arealer. I kapitel 6 beskrives mulighederne for at bruge økologisk jordbrug som middel til at fremme lokale miljømål i særligt følsomme landbrugsområder.

1 Økologisk jordbrug, natur og etik

Hugo Fjelsted Alrøe
Forskningscenter for Økologisk Jordbrug

Hvorfor skal vi drage omsorg for natur og miljø?
Skal naturen beskyttes for naturens egen skyld?
Eller skal naturen beskyttes fordi vi har brug for
den, fordi den er et nødvendigt led i et bæredyg-

tigt jordbrug – og i et bæredygtigt samfund? Vi
skal her se på, hvordan det økologiske jordbrug
forholder sig til disse spørgsmål.

Hvad er økologisk jordbrug?

Økologisk jordbrug adskiller sig fra konventionelt jordbrug ved, at driften skal leve op til en målsætning om at tage særlige hensyn til bl.a. miljø, natur og husdyrvelfærd. Målsætningen er fastlagt af den økologiske bevægelse og opfyldelse af målsætningen sikres primært gennem egen regulering. De økologiske foreninger i Norden har således tilsluttet sig følgende beskrivelse af økologisk jordbrug (Fødevareministeriet 1999):

”Med økologisk jordbrug forstås et selv bærende og vedvarende agro-økosystem i god balance. Systemet baseres mest muligt på lokale og fornyelige ressourcer. Økologisk jordbrug bygger på et helhedsyn, som omfatter de økologiske, økonomiske og sociale sider i jordbrugsproduktionen både i lokalt og i globalt perspektiv. I det økologiske jordbrug betragtes naturen således som en helhed med sin egen værdi, og mennesket har et moralsk ansvar for at drive jordbruget således, at kulturlandskabet udgør en positiv del af naturen.”

Denne meget overordnede målsætning er bl.a. uddybet i avlsreglerne fra Landsforeningen for Økologisk Jordbrug. Her er det angivet, at de særlige hensyn, som skal tages, er at:

- Arbejde så meget som muligt i lukkede stofkredsløb og benytte stedlige ressourcer
- Bevare jordens naturlige frugtbarhed
- Undgå alle former for forurening, som måtte hidrøre fra jordbrugsmæssig praksis
- Fremme en dyrkningsmæssig praksis, som tager størst muligt hensyn til miljø og natur
- Producere fødevarer af optimal ernæringsmæssig kvalitet.
- Reducere jordbrugets forbrug af ikke-fornybare ressourcer, herunder fossile brændstoffer, til et minimum
- Arbejde hen imod, at byernes og fødevarerindustriens affaldsprodukter opnår en kvalitet, så de kan genbruges som gødningsmidler i jordbruget
- Give alle husdyr gode forhold, der er i overensstemmelse med deres naturlige adfærd og behov
- Gøre alt, hvad der er muligt, for at sikre, at alle levende organismer lige fra mikroorganismer til planter og dyr, som jordbrugeren arbejder med, bliver forbundsfæller

1.1 Målsætning, naturopfattelse og etik

Jordbrug er et centralt led i samspillet mellem menneske og natur, og mange af vores handlinger over for miljø og natur indgår i jordbrugets praksis. Derfor er jordbruget et vigtigt element i spørgsmålet om beskyttelse af natur og miljø. I denne sammenhæng er økologisk jordbrug kendetegnet ved at bygge på en overordnet målsætning (se kasse).

Målsætning og regler i økologisk jordbrug er udtryk for en naturopfattelse og et værdigrundlag, der indebærer en særlig etik – en særlig måde at handle på over for miljø og natur.

Spørgsmålet om hvorfor vi skal drage omsorg for natur og miljø hænger således nøje sammen med naturopfattelsen og opfattelsen af forholdet mellem menneske og natur. Vi skal her tage som udgangspunkt, at det er en grundlæggende opfattelse i den økologiske bevægelse, at mennesket er en integreret del af naturen. Denne opfattelse kom bl.a. til udtryk i Lady Eve Balfours beskrivelse af pionererne bag økologisk jordbrug ved den første konference for International Federation of Organic Agriculture Movements (IFOAM) i 1977:

Disse pionerer havde én ting til fælles – de var, hvad vi i dag ville kalde økologer. De så på den levende verden fra en ny vinkel – og de stillede nye spørgsmål. I stedet for den optagethed af sygdomme og deres årsager, der prægede deres samtid, ville de finde årsagerne til sundhed. Det førte uundgåeligt til en opmærksomhed på helbeder og til en gradvis forståelse af, at alt liv er et. (Efter Woodward et al., 1996.)

Udtrykket "alt liv er et" hentyder til den opfattelse, at sundhed vedrører et udelt kredsløb gennem jord, plante, dyr og menneske, tilbage til jorden, osv., og at miljøets sundhed og menneskets sundhed derfor er to sider af samme sag. Temaet for den første IFOAM konference var således "Towards a Sustainable Agriculture", hen imod *et bæredygtigt jordbrug*, i betydningen: et vedvarende sundt kredsløb gennem jord, miljø og menneske (Woodward et al., 1996). Økologisk jordbrug har også i dag som målsætning at skabe et selvbæren-

de og vedvarende agro-økosystem – økologisk, økonomisk og socialt (se kasse) – dvs. et agro-økosystem, der fungerer på langt sigt uden stadige indgreb og afværgeforanstaltninger fra det øvrige samfund.

Opfattelsen af mennesket som en integreret del af naturens kredsløb ligger til grund for nogle centrale principper i økologisk jordbrug: kredsløbsprincippet og forebyggelsesprincippet. I det følgende skal vi se nærmere på disse elementer i det økologiske jordbrugs etik med udgangspunkt i det velkendte begreb *bæredygtighed* og i et lidt nyere begreb i samfundsdebatten, *forsigtighedsprincippet*, og diskutere deres betydning for udviklingen af økologisk jordbrug og derigennem for natur og miljø.

1.2 Bæredygtighed

Økologisk jordbrug er ikke alene om at have bæredygtighed som en målsætning. Bæredygtighed er f.eks. også en målsætning i dansk landbrugs oplæg til Integreret Produktion (Landsudvalgenes Fællesudvalg 1996). Men "bæredygtighed" bruges i flere forskellige betydninger af forskellige grupper i jordbruget, som Douglass (1984) viser, og det er derfor nødvendigt at belyse disse betydninger nærmere. Vi skal her følge Thompson (1997), der argumenterer for, at der kun er to filosofisk forskellige forståelser af bæredygtighed:

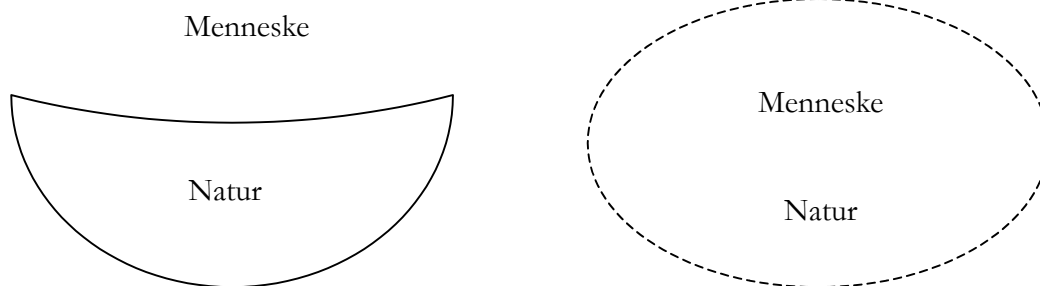
- Ressourceregnskab (resource sufficiency)
- Funktionel integritet (functional integrity)

I bæredygtighed som *ressourceregnskab* lægges vægt på ressourceforbrug og på produktion og fordeling af fødevarer, idet der først og fremmest fokuseres på forholdet mellem input og output i de systemer, der betragtes. En bæredygtig udvikling indebærer, at jordbruget kan opfylde nuværende og fremtidige generationers behov for fødevarer, tekstiler, mv., og de mest produktive systemer er derfor også de mest bæredygtige. Denne opfattelse har været dominerende i moderne konventionelt jordbrug.

I *funktionel integritet* ses jordbruget som et komplekst system af værdier og økologiske relationer, og der lægges vægt på systemets skrøbelighed som følge af vores manglende viden om vekselvirkningerne mellem produktionsmetoder og økologisk og social beståen. Grundbetragtningen er, at systemet er sårbart, og at der er nogle fundamentale elementer i systemet, som reproduceres over tid på en måde eller med en hastighed, der afhænger af systemets tilstand på et tidligere tidspunkt. Husdyrenes og afgrødernes genetiske egenskaber er f.eks. afgørende for næste generation af husdyr og afgrøder, og handlinger, der ændrer jordens frugtbarhed, kan være afgørende for produktionsmulighederne på længere sigt. Generelt ses naturgrundlaget som en uadskillelig del af samfundets bæredygtighed i funktionel integritet, og denne forståelse af bæredygtighed støtter strategier for at øge modstandskraften og undgå irreversible ændringer.

Bæredygtighed som funktionel integritet er, med sit fokus på systemets sårbarhed og med erkendelsen af vores begrænsede viden, tæt knyttet til opfattelsen af mennesket som en integreret del af naturen; og den økologiske bevægelse bruger generelt begrebet bæredygtighed i denne betydning. Forbindelsen mellem bæredygtighed og virkelighedsopfattelse belyses nærmere i Alrøe & Kristensen (1999), hvor der netop argumenteres for, at de to ovennævnte betydninger af bæredygtighed udspringer af forskellige synsvinkler på naturen. I *ressourceregnskab* betragtes naturgrundlaget udefra, mens mennesket i *funktionel integritet* ses som en integreret del af naturen hvilket indebærer, at naturen i en vis forstand betragtes "indefra".

Som eksempel på en regel i økologisk jordbrug, der er forbundet med bæredygtighed som *funktionel integritet*, kan nævnes forbuddet mod brug af kunstgødning. Ved at afstå fra brugen af kunstgødning tvinges det økologiske jordbrug til at arbejde med systemets eget næringsstofkredsløb og blive mere selv bærende.



Figur 1.1 Ressourceregnskabets naturopfattelse

Naturopfattelsen i funktionel integritet

1.3 Forsigtighed og forebyggelse

Brugen af industrielt fremstillede pesticider og anvendelse af genetisk modificerede organismer er ikke tilladt i økologisk jordbrug. Dette fravalg af teknologiske muligheder kan begrundes i et forsigtighedsprincip. Det økologiske forsigtig-

hedsprincip er et andet og mere radikalt forsigtighedsprincip end f.eks. de former for risikovurdering og fastsættelse af grænseværdier, der ligger til grund for anvendelsen af pesticider i konventionelt landbrug; i stedet for at vurdere risici ud fra den i dag tilgængelige viden om uønskede effekter, spredning og omsætning af stofferne, fjernes

den usikkerhed, der er forbundet med pesticid anvendelsen, ved helt at undlade brugen.

Rationalet bag dette radikale forsigtighedsprincip kan findes i den økologiske bevægelses opfattelse af spillet mellem natur og menneske. Ud fra den opfattelse at naturen er et meget komplekst, sammenhængende system, vil vi ikke altid have tilstrækkelig viden til at overskue konsekvenserne af vores handlinger. Når vi påvirker naturen, mangler vi ofte viden om konsekvenserne af påvirkningen. Og hvis mennesket ses som en integreret del af naturen, kan skade på natur og miljø også være til skade for mennesker.

Forsigtighedsprincippet er generelt ved at vinde indpas i debatten omkring jordbrug, miljø og sundhed og i den dertil knyttede lovgivning. Begrebet "forsigtighedsprincip" bruges imidlertid i flere forskellige betydninger, som det f.eks. fremgik af Miljøstyrelsens nyligt afholdte konference om forsigtighedsprincippet (Miljøstyrelsen, 1998). Begrebet har bl.a. rod i det tyske "Vorsorgeprinzip", der blev anvendt i lovgivningsmæssig sammenhæng for første gang i 1976. Ifølge dette princip byder ansvaret over for fremtidige generationer, at det naturlige grundlag for liv skal bevares, og at irreversible skader skal undgås. Princippet udmøntes i praksis ved (oversat fra Boehmer-Christiansen, 1994):

- tidlig påvisning af risici gennem omfattende forskning
- at handle før der haves videnskabeligt bevis, over for mulige irreversible skader
- reduceret udslip af forurenende stoffer og fremme af renere teknologier

"Vorsorgeprinzip" blev oversat til det engelske "precautionary principle" og derfra til det danske "forsigtighedsprincip". Det er på denne baggrund anført, at princippet på dansk burde betegnes som et forebyggelsesprincip, idet fokus netop rettes mod at indtænke, hvorledes skader på miljøet kan undgås, således at samfundet fritages for efterfølgende at skulle bekæmpe konsekvenser af u hensigtsmæssige handlinger set fra en miljømæssig, og måske også i forlængelse heraf en samfundsmæssig, synsvinkel. Det tyske "Vorsorge" kan oversæt-

tes direkte til det danske "omsorg", der ud over forebyggelse og forsigtighed hentyder til vores ansvar for natur og miljø, og dermed knytter forbindelsen til bæredygtighedsbegrebet.

Jordbruget forvalter store dele af vores naturgrundlag og anvendelsen af et forsigtighedsprincip i jordbruget kan således ses som en strategi for at forebygge miljøproblemer. I denne sammenhæng finder Ariansen (1992), at vores teknologiske kunnen og de opståede miljøproblemer leder til to grundlæggende forskellige opfattelser af årsager og løsningsforslag:

1. Årsagen til miljøproblemerne er uvidenhed, og løsningen er endnu mere udviklet teknisk kontrol, herunder teknisk begrundede grænseværdier
2. Årsagen til miljøproblemerne er vor teknologiske livsform, og løsningen er en ændret livsstil, der både er værdifuld i sig selv og indebærer en økologisk bedre naturhusholdning

I forlængelse af den ovenstående diskussion af forsigtighedsprincippet vil den økologiske bevægelse være skeptisk over for det teknologiske fix (1.), fordi den teknologiske udvikling ikke blot afhjælper uvidenhed, men også skaber ny uvidenhed. Ingemann (1999) skelner i denne forbindelse mellem *fejlvlevede teknologier* og *risikable teknologier*. Fejlvlevede teknologier og deres eksterne effekter er overskuelige og tillader tilbagetog. Risikable teknologier er derimod karakteriseret ved uoverskuelighed, hvilket betyder, at den viden, som teknologien bygger på, medfører en betydelig mængde *ikke-viden* – vi ved, at vi ikke ved nok om konsekvenserne af at anvende risikable teknologier. Aktuelle eksempler på risikable teknologier er brugen af antibiotiske væksthjælpemidler og anvendelsen af genetisk modificerede organismer.

Ud fra den økologiske bevægelses opfattelse løses miljøproblemerne altså ikke alene med mere viden og teknologi, men gennem øget erkendelse af den ikke-viden teknologien medfører, gennem fravalg af risikable teknologier og gennem fastholdelse af erfaringsmæssigt velfungerende produktionssystemer. Årsagen til miljøproblemerne kan således godt være uvidenhed (1.), men denne uvidenhed

kan være en følge af vores teknologiske livsform (2.), og en løsning, der indebærer mere teknologi, kan medføre endnu mere uvidenhed om mulige konsekvenser for natur, miljø og mennesker.

1.4 Miljøfilosofisk betragtning

Forsigtighedsprincippet i økologisk jordbrug kan altså begrundes i erkendelsen af vores begrænsede viden om naturen og risikoen for, at vi skader noget, som vi selv er en del af. Dette kan opfattes på den måde, at når naturen udgør en organisk helhed, skal mennesket være forsigtig med at påvirke økosystemerne på måder, som det ikke kender konsekvenserne af. Naturen opfattes som mere oprindeligt end mennesket, og den har sine egne reguleringsmekanismer, som jordbrugeren bør nyttiggøre frem for at kontrollere og omforme naturen gennem ny teknologi. Jordbrug er principielt altid et indgreb i det naturlige økosystem, men konsekvenserne af indgrebet kan være mere eller mindre velkendte gennem erfaringer fra jordbrugets praksis.

Denne fortolkning – at forsigtighedsprincippet i økologisk jordbrug skal forebygge, at vi selv eller senere generationer rammes af negative følger – tegner en menneskecentreret opfattelse af vores etiske hensyn over for naturen. Vi bør beskytte natur og miljø alene af hensyn til os selv – fordi naturen har *nytteværdi* for mennesker.

På den anden side fremgår det af den ovenfor citerede beskrivelse af økologisk jordbrug (se kasse), at naturen betragtes som "en helhed med sin egen værdi". Dette kan opfattes på den måde, at vi skal tage etiske hensyn til naturen for dens egen skyld – fordi naturen har *egen værdi*. Dette synspunkt, som betegnes økocentreret eller ikke-menneskecentreret etik, bygger på en idé om, at de forskellige livsformer i naturen har værdi i sig selv, uanset om de har værdi for mennesker eller ej.

Den ikke-menneskecentrerede etik indebærer en udvidelse af det, der er etisk betydende, fra kun at omfatte mennesker til også at omfatte andre le-

vende væsener. En sådan udvidelse af det etisk betydende ligger således bag den moderne dyrebekyttelse, der inddrager de dyr, der kan føle, som etisk betydende subjekter (f.eks. Singer, 1986). Den økocentriske etik går et skridt videre og inddrager alt levende, eller naturen som sådan, som etisk betydende sammen med mennesker. Den norske filosof Arne Næss, der har grundlagt den dybdeøkologiske bevægelse, mener således, at vi har etiske fordringer overfor naturen uanset dens eventuelle nytteværdi for mennesker. Det indebærer ikke, at menneskets behov aldrig kommer først eller at dybdeøkologien er en menneskefjendsk etik. Men det indebærer at vi ikke bør handle *alene* ud fra, hvilken nytteværdi naturen har for mennesker (f.eks. Næss 1974). Ariansen (1992) giver en mere omfattende fremstilling af ikke-menneskecentreret etik.

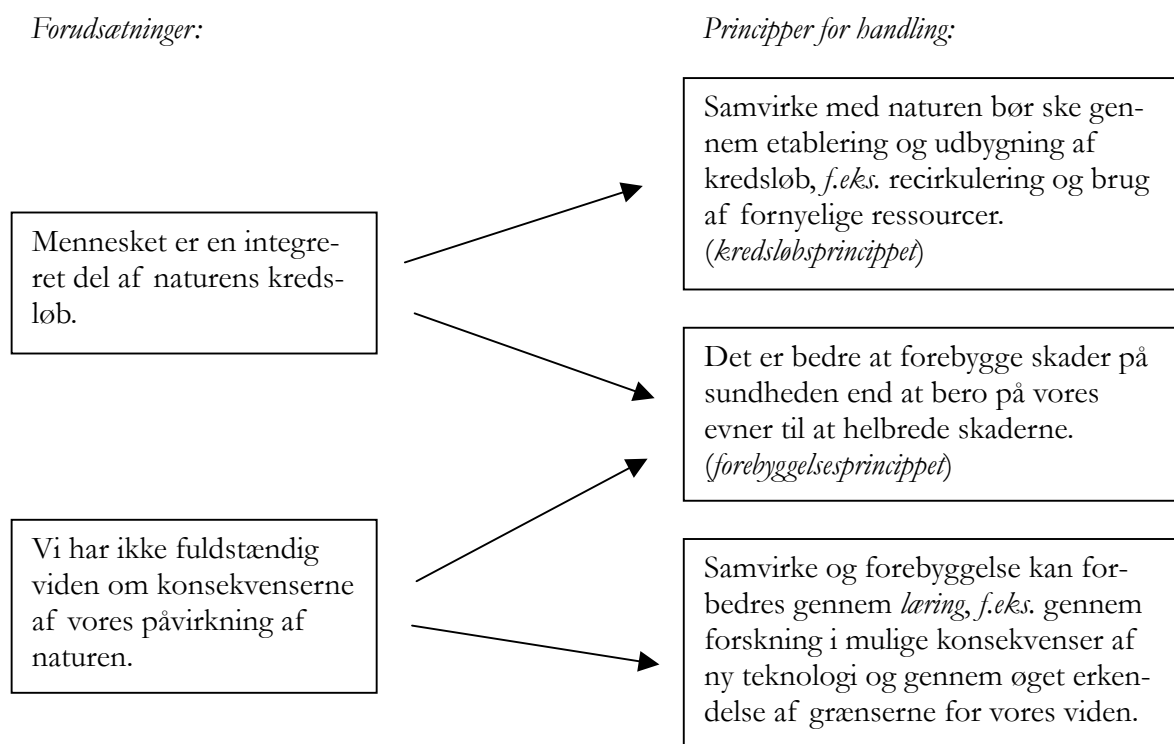
Etik må naturligvis altid have mennesket i centrum i den forstand, at etik drejer sig om, hvordan mennesker bør handle som bevidste væsener. Men ud fra den økologiske bevægelses opfattelse – at mennesket er en integreret del af naturen – er det vanskeligt at opretholde en skarp opdeling mellem en menneskecentreret og en økocentreret etik. Det skyldes bl.a., at vi ikke kan handle alene ud fra vores viden om naturens nytteværdi for mennesker, fordi vi ikke har tilstrækkelig viden om det komplekse samspil mellem menneske og natur. I miljøfilosofisk forstand svarer dette til, at vi bør tage hensyn til naturen *ud over* den erkendte nytteværdi – at vi bør handle *som om* naturen har værdi i sig selv, svarende til en potentiel, ukendt nytteværdi for os eller for fremtidige generationer.

Der er således flere mulige bevæggrunde for at tage etiske hensyn til naturen: erkendt nytteværdi, potentiel nytteværdi og egen værdi. Og ud over en etisk begrundet fordring til at drage omsorg for natur og miljø kan der være æstetiske værdier i naturen, som vi ønsker at tage hensyn til. Et eksempel er naturindholdet i diger og hegn, som behandles i kapitel 5. Der er mange, som ønsker disse levesteder bevaret for at opretholde naturrigdommen – simpelthen fordi de tillægger dette æstetisk værdi og mener, at naturens mangfoldighed i sig selv bidrager til deres livskvalitet.

1.5 Udvikling af økologisk jordbrug

Det er ikke klart hvilken opfattelse af etik og naturværdier, der er mest fremherskende inden for den økologiske bevægelse i dag, og der er ikke nødvendigvis enighed om nogen bestemt opfattelse (se f.eks. Kaltoft, 1997; Halberg *et al.*, 1999). Som det vil vise sig i de følgende kapitler, er der mange muligheder for, at økologisk jordbrug kan

tilgodese forskellige befolkningsgruppers ønsker om bedre miljø og sikring af naturværdier. Udviklingen af økologisk jordbrug kan dog ikke alene fokusere på miljø- og naturbeskyttelse. Den må baseres på de mere bredtfavnende principper, der ligger til grund for økologisk jordbrug. I figur 2 vises nogle grundlæggende principper i økologisk jordbrug sammenholdt med de forudsætninger, der ligger bag principperne.



Figur 2 Nogle grundlæggende principper i økologisk jordbrug og deres forudsætninger

Målsætningen for økologisk jordbrug kan betragtes som et udtryk for de værdier, som de økologiske jordbrugere forfølger i produktionen, men også som en form for varedeklaration for økologiske fødevarer. Ved at købe økologiske fødevarer forventer forbrugeren en garanti for, at der i produktionen er taget en række grundlæggende hensyn til bl.a. miljøforhold og naturværdier.

Forbrugere og samfund vil givetvis også have en forventning om, at økologisk jordbrug fortsat søger at udvikle drift og produktion på en måde der gør, at målsætningen opfyldes i om muligt endnu større omfang. I det konventionelle jordbrug er der imidlertid også en kraftig udvikling i gang på området. Såfremt økologisk jordbrug også i fremtiden skal være et alternativ til konventionelt jordbrug med hensyn til miljø og natur, må

målene derfor forfølges yderligere og forståelsen for de værdier og principper, som ligger bag målsætningerne, må udvikles.

I de følgende kapitler er det søgt beskrevet, hvorledes og i hvilket omfang økologisk jordbrug op-

fylder en række af de mål, der er indeholdt i målsætningen. Hovedvægten er dog lagt på at foreslå tiltag, som kan medvirke til at sikre, at økologiske jordbrugere i endnu større udstrækning opfylder de fælles målsætninger.

1.6 Referencer

- Alrøe, H.F. & Kristensen, E.S. 1999. Bæredygtighed og økologisk jordbrug. I: Fremtidsperspektiver i landbruget - bløde værdier og økonomi (red: N. Kærgård & T. Wiborg). Jordbrugsforlaget.
- Ariansen, P. 1992. Miljøfilosofi. Universitetsforlaget, Oslo.
- Boehmer-Christiansen, S. 1994. The precautionary principle in Germany – enabling government. In: T. O’Riordan & J. Cameron (eds.) The precautionary principle. Earthscan Publications, London.
- Douglass, G.K. 1984. The meanings of agricultural sustainability. In: Douglass, G.K. (ed.) Agricultural sustainability in a changing world order. p.1-29. Westview Press, Boulder, Colorado.
- Fødevareministeriet 1999 Aktionsplan II – Økologi i udvikling. Strukturdirektoratet, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.
- Halberg, N., Michelsen, J. & Noe, E. 1999. Samspillet mellem landbrugsproduktion, landbrugeres værdier og regler. Økonomi & Politik (72):18-34.
- Ingemann, J.H. 1999. Beslutningsprincipper og institutionelle perspektiver. Delrapport A.4.2 til Økologiske scenarier for Danmark under Bichel-udvalget. Miljøstyrelsen.
- Kaltoft, P. 1997. Naturetik som praksisbegreb. Skriftserie nr. 5, Institut for Teknologi og Samfund, DTU.
- Landsudvalgenes Fællesudvalg 1996. Godt landmandsskab år 2000. Dansk landbrugs oplæg til Integreret Produktion. De danske Landboforeninger & Dansk Familielandbrug.
- Miljøstyrelsen 1998. Forsigtighedsprincippet. Miljønyt nr. 31.
- Næss, A. 1974. Økologi, samfunn og livsstil. Utkast til en økosofi. Universitetsforlaget, Oslo.
- Singer, P. 1986. All animals are equal. In: Applied ethics (ed: P. Singer). Oxford University Press, Oxford.
- Thompson, P.B. 1997. The varieties of sustainability in livestock farming. In: Sørensen, J.T. (ed) Livestock farming systems – More than food production. p.5-15. Proc. of the fourth international symposium on livestock farming systems. EAAP Publ. No. 89.
- Woodward, L., Flemming, D. & Vogtmann, H. 1996. Reflections on the past, outlook for the future. In: T.V. Østergaard (ed.) Fundamentals of organic agriculture. p.259-270. Proc. Vol. I of the 11th IFOAM International Scientific Conference, August 11-15, 1996, Copenhagen.

2 Tab af næringsstoffer

Jørgen E. Olesen

Afd. for Plantevækst og Jord, Danmarks JordbrugsForskning

I økologisk jordbrug er tab af næringsstoffer uønskede af to grunde. For det første udgør næringsstofferne en væsentlig ressource og bidrager til opretholdelse af produktionsgrundlaget. For det andet kan emission af næringsstoffer skade det omgivende miljø. I landbrugets planteproduktion er kvælstof, kalium, fosfor og svovl de næringsstoffer, som afgrøderne behøver i størst mængde. I mange sammenhænge er kvælstof den faktor, som udgør den største begrænsning for produktionsomfanget i økologisk jordbrug. I vandmiljøet er kvælstof og fosfor de vigtigste næringsstoffer for vækst af planter og alger. Et for stort indhold af disse næringsstoffer kan gennem eutrofiering have negativ betydning for miljøtilstanden i vandmiljøet. Ved eutrofiering stimuleres algevæksten, der efterfølgende kan medføre iltsvind, bundvendinger og fiskedød.

De største miljøproblemer er knyttet til tab af kvælstof. Det skyldes, at kvælstof indgår i en lang række kemiske forbindelser, hvoraf nogle (NO_3) let transporteres med jordvandet ud af rodzonen, og andre forbindelser (NH_3 , N_2O og N_2) mistes som gasformige tab. Udvaskning af nitrat har betydning for kvaliteten af grundvandet som drikkevand samt for næringsstofophobningen i ferskvandssystemer og kystnære farvande. Ammoniakfordampningen er en væsentlig kilde til eutrofieringen af både terrestriske og marine økosystemer. Lattergas fra denitrifikation i jord og gødningslagre er en drivhusgas, som bidrager til drivhuseffekten og dermed til en mulig klimaændring.

Fosfor har særlig betydning for miljøtilstanden i søerne, idet et højt indhold af fosfor kan forårsage eutrofiering. Fosfor er generelt meget mindre mobilt end kvælstof, hvorfor det er andre tabsveje, der har betydning her. Landbruget bidrager hovedsagelig med fosfor til vandmiljøet gennem

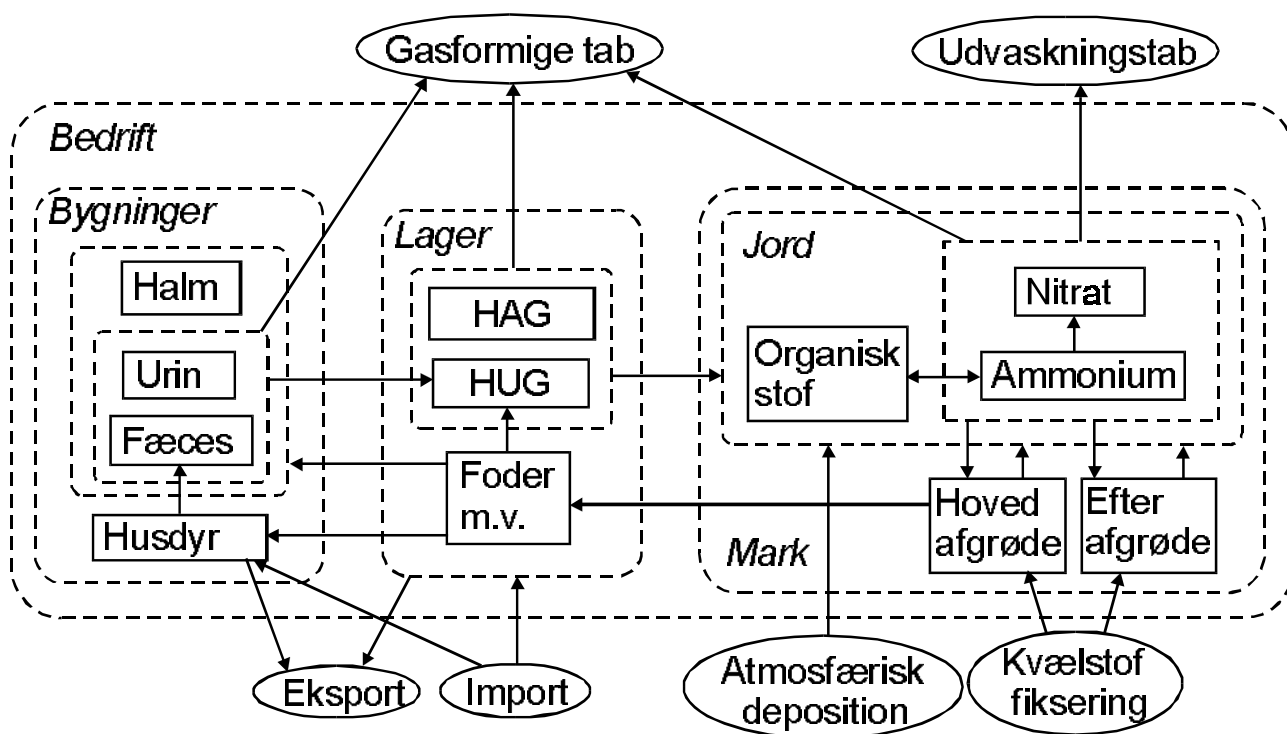
tab ved nedvaskning, vanderosion og overfladeafstrømning, vinderosion samt brink- og bunderosion i vandløbene (Munkholm og Sibbesen, 1997).

Tab af kalium og svovl udgør ikke noget direkte miljøproblem, da der ikke er knyttet negative virkninger i det omgivende miljø til disse tab. Der er imidlertid tale om tab af væsentlige ressourcer, som må erstattes på anden vis, hvis planteproduktionen skal opretholdes. Der kan være knyttet miljøproblemer til fremskaffelsen af disse ressourcer, og tabene af kalium og svovl omtales derfor også i dette kapitel.

2.1 Kvælstof

Kvælstof indgår i en række komplicerede kredsløb i mark, lager og stald (figur 2.1). Der er samtidig ofte en betydelig udveksling af kvælstof mellem bedriften og omgivelserne. Kvælstof importeres og eksporteres aktivt til og fra bedriften gennem køb og salg af dyr, foder og gødning. Der sker desuden en tilførsel af kvælstof gennem atmosfærisk afsætning (deposition) samt ved mikrobiel binding af luftens kvælstof (N_2 -fiksering). Denne binding kan finde sted via fritlevende mikroorganismer eller ved mikroorganismer, der lever i symbiose med værtsplanter (bælgplanter).

Dyrene på bedriften omsætter foder til salgbare animalske produkter (kød, mælk og æg). I slagtesvin indlejres ca. 30% af kvælstof i kødet, mens der i fæces udskilles ca. 20% og i urin 50%. Ved mælkeproduktion går ca. 25% af foderkvælstof i mælken, ca. 35% udskilles i fæces og ca. 40% i urin (Sommer og Bromand, 1997). I stald og gødningslager opsamles fæces og urin sammen med foderrester og strøelse. Fra stald og lager forekommer en række gasformige tab af kvælstof ved ammoniakfordampning og denitrifikation.



Figur 2.1 Kvælstofomsætningen på en landbrugsbedrift.

I marken omsættes det tilførte kvælstof i jorden i et komplekst omsætningsforløb, der involverer bakterier, svampe og flere faunagrupper. I denne omsætningsproces bliver der dannet mineralisk kvælstof (mineralisering), idet organisk bundet kvælstof bliver frigivet som ammonium. Mineralisk kvælstof bliver imidlertid også bundet i organisk materiale (immobilisering) i forbindelse med omsætningsprocesserne. En varierende del af det mineraliserede kvælstof vil være tilgængelig for planteoptagelse, men også eksponeret for gasformige tab (ammoniakfordampning og denitrifikation) og tab ved nitratudvaskning. Ammoniakfordampning forekommer især i forbindelse med udbringning af husdyrgødning, hvor ammoniumkoncentrationen i jordoverfladen bliver høj. Denitrifikation er en biologisk proces, hvorved nitrat omdannes til luftformigt kvælstof, hovedsageligt frit kvælstof (N_2) eller lattergas (N_2O).

Kvælstofbalancer

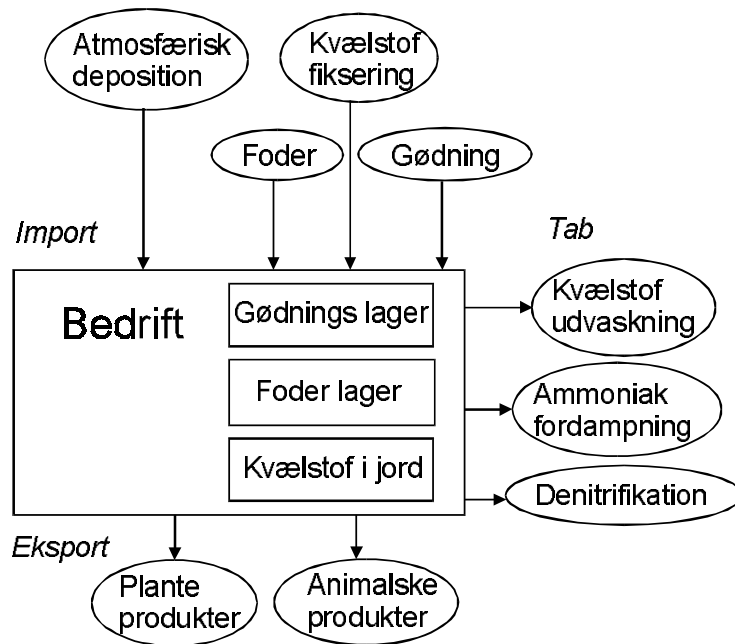
En simpel måde at beskrive kvælstofomsætningen på er gennem anvendelse af kvælstofbalancer. Al-

le sådanne balancer skal opfylde følgende ligning:

$$\Delta N = I - E - T$$

hvor ΔN er ændringen i kvælstof lagret i systemet, I er importen af kvælstof til systemet, E er eksporten af kvælstof fra systemet og T er tabene af kvælstof fra systemet. ΔN kaldes også for systemets balance. Hvis denne balance er negativ, så udpines systemet, hvorimod en positiv balance betyder ophobning af kvælstof.

Denne balancemethode kan anvendes på alle systemniveauer, hvis systemet er tilstrækkeligt velafgrænset. I figur 2.2 er de forskellige poster i balancen vist for bedriftsniveauet. Posterne i kvælstofbalancen kan estimeres fra tilgængelige data, statistikker eller ekspertvurderinger. Det er dog ofte umuligt at bestemme ΔN , da denne ændring især for kvælstof i jorden kun udgør en meget lille del af den totale kvælstofmængde, der er lagret i systemet. I systemer, der ikke ændres, vil ΔN over tid nærme sig nul.



Figur 2.2 Kvælstofbalance på en landbrugsbedrift.

Import og eksport er de komponenter i balancen, som lettest kan kvantificeres fra tilgængelige data og statistikker. Differencen mellem import og eksport ($I-E$) kaldes ofte for kvælstofoverskuddet. Kvælstofoverskuddet kan også udtrykkes som summen af tabene og af ændringer i systemet:

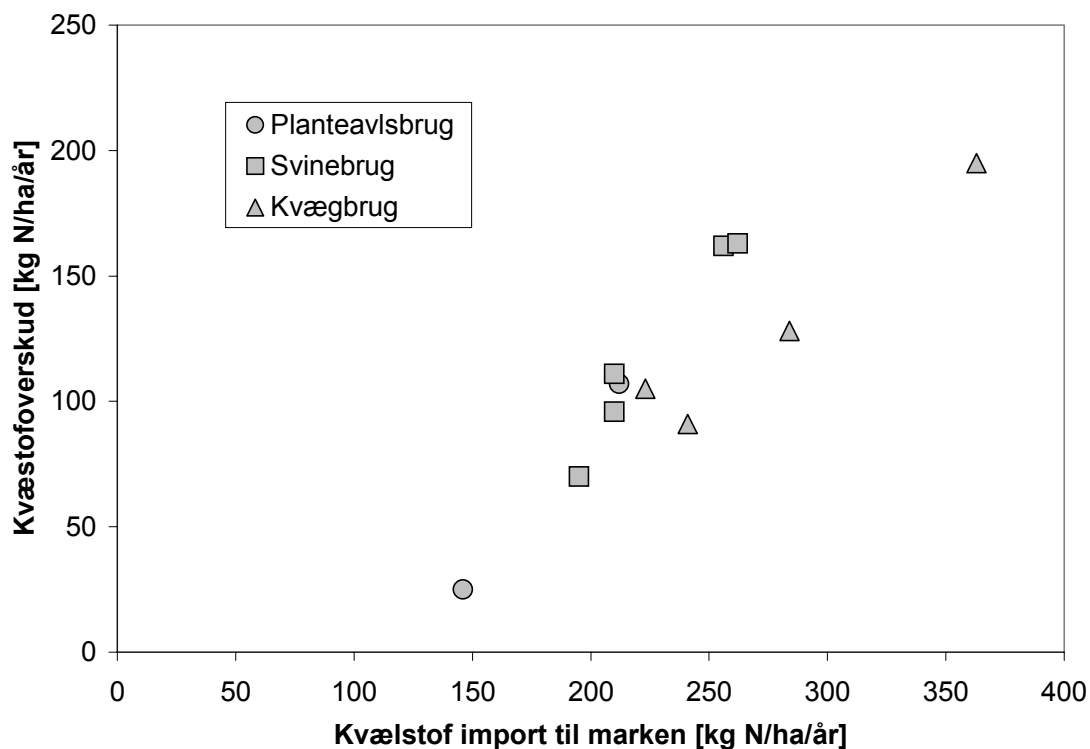
$$\text{Overskud} = I - E = \Delta N + T$$

Kvælstofoverskuddet i dansk landbrug lå først i 1990'erne på 177 kg N/ha/år mod 85 kg N/ha/år sidst i 1950'erne (Kyllingsbæk, 1995). Handelsgødningen udgør den væsentligste post i den nationale kvælstofbalance (ca. 50% af den totale import). Stigningen i kvælstofoverskuddet skyldes derfor især et stigende forbrug af kvælstof i handelsgødning. I perioden 1990 til 1995 faldt handelsgødningsforbruget med 27% i Danmark mod et fald på 6% for hele EU (Brouwer og Lowe, 1998). Faldet skyldes dels ændringer i EU's støtteordninger og dels nationale tiltag til mindskelse af kvælstofforureningen, herunder initiativer affødt af Vandmiljøplanen og Planen for en bæredygtig landbrugsudvikling.

Der er betydelig variation i kvælstofoverskuddet mellem bedrifter. I en undersøgelse af 20 bedrif-

ter med husdyr omfattende konventionelle svine- og kvægbedrifter samt økologisk kvægbedrifter fandt Halberg (1998), at kvælstofoverskuddet væsentligst afhænger af dyretæthed og driftsledelse. Derudover var der dog et signifikant lavere kvælstofoverskud på økologiske kvægbrug sammenlignet med konventionelle kvæg- og svinebrug. Kvælstofoverskuddet stiger ca. 130 kg N/ha/år ved en stigning i belægningsgraden på 1 de/ha (Kristensen og Kristensen, 1992; Nielsen og Knudsen, 1994). Kristensen og Kristensen (1992) fandt også et signifikant lavere kvælstofoverskud på økologiske kvægbrug sammenlignet med konventionelle kvægbrug. Undersøgelser på økologiske bedrifter med planteavl, ægproduktion og kødkvæg antyder, at kvælstofoverskuddet på disse ejendomme er af mindst samme størrelse som på økologiske malkekvægbrug (Kristensen, 1998).

Kvælstofbalancen kan også opgøres på markniveau. Det gennemsnitlige kvælstofoverskud opgjort på markniveau vil være mindre end overskuddet opgjort på bedriftsniveau, fordi kvælstoftabene fra stald og lager ikke indgår i balancen (se figur 2.1).



Figur 2.3 Sammenhæng mellem kvæstoverskud og kvæstofimport på markniveau for forskellige brugstyper. Data fra landovervågningsoplandene i 1996 (Grant et al., 1997; Hansen et al., 1998).

For rene planteavlsbrug er overskuddet på bedriftsniveau lig med overskuddet på markniveau. I landovervågningsoplandene under Vandmiljøplanens overvågningsprogram er kvæstoverskuddet opgjort på markniveau. Dette datamateriale omfatter stort set kun konventionelle bedrifter. I seks oplande opgøres nogle af posterne i kvælstofbalancen på grundlag af interview med ca. 120 bedrifter på i alt ca. 5.000 ha. Figur 2.3 viser, at der i praksis er meget store forskelle i kvæstoverskud mellem marker afhængig af kvæstofimporten til marken. De store forskelle i kvæstofimport skyldes især forskelle i tilførslen af husdyrgødning betinget af belægningsgrad og import af husdyrgødning.

Især på marker med græssende dyr kan der være meget store kvæstoverskud. Det skyldes dels, at der ofte er tale om store kvæstoftilførsler gennem

kvæstoffiksering og husdyrgødning. Dyr på græs får ofte supplerende foder, som også resulterer i afsætning af urin og fæces på afgræsningsmarken. Dette gælder ikke mindst for fritgående søer. Olesen og Vester (1995) beregnede et kvæstoverskud på ca. 200 kg N/ha/år for afgræsningsmarker på økologiske kvægbrug. For afgræsningsmarker med økologisk sohold beregnede Eriksen og Askegaard (1996) et kvæstoverskud på 380 kg N/ha/år ved 10 søer/ha. Da dyrene afsætter gødning og urin uensartet på arealet, vil overskuddet i visse områder af marken være betydeligt større.

Kvæstofudvaskning

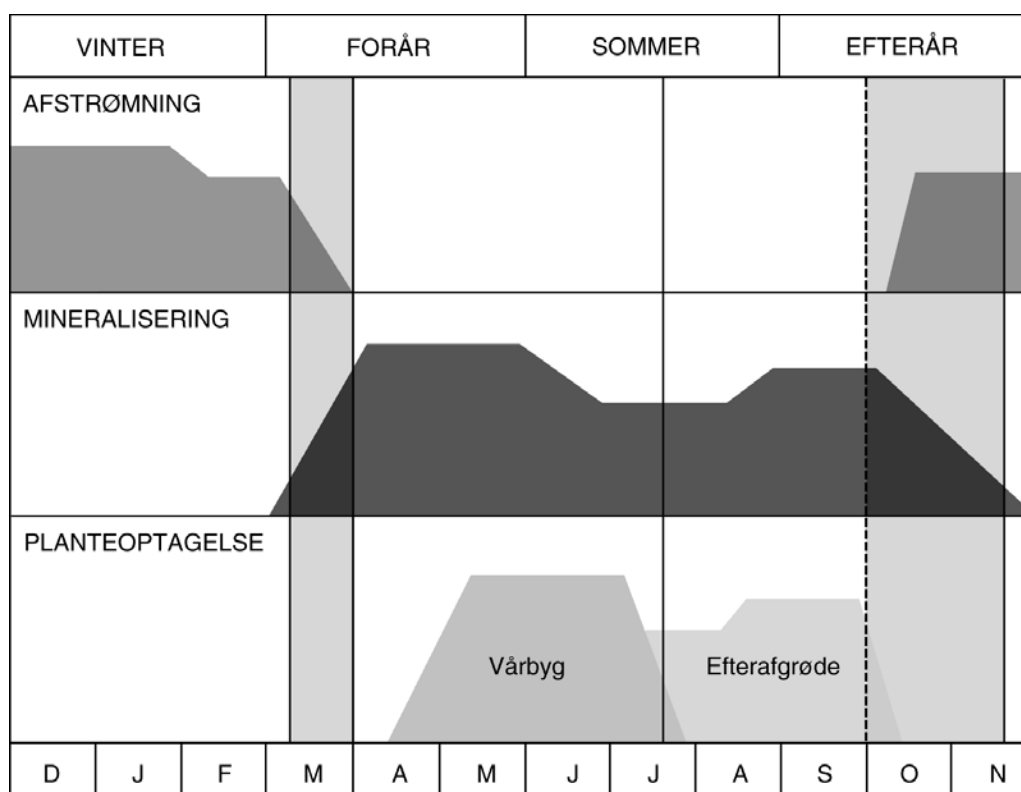
Dyrkning af jorden medfører risiko for tab af kvælstof med nedsvinningsvandet. Det er især nitrat, der let nedvaskes, da stoffet ikke bindes til partikeloverflader i jorden. I dyrkede systemer

fjernes der en stor mængde kvælstof med de høstede afgrøder. Dette tab af kvælstof kompenseres der for med kvælstoffikserende planter, ved tilførsel af afgrøderester til jorden, eller ved gødskning af jorden med handelsgødning eller husdyrgødning.

Mineraliseringen af kvælstof fra jordens pulje af organisk kvælstof spiller en stor rolle for afgrødernes kvælstofforsyning, især i økologisk jordbrug. Først efter mineralisering kan det organisk bundne kvælstof blive tilgængeligt for planteoptagelse, men også for tab fra planternes rodzone. Kvælstof, der mineraliseres uden for vækstsæsonen, vil især være eksponeret for tab. På en jord med en stor pulje af kvælstof og en afgrøde med

en kort vækstsæson vil der således være risiko for større tab ved udvaskning end fra en jord med lavere kvælstofindhold og en afgrøde med lang vækstperiode. Afstrømningen af vand fra rodzonen er afgørende for, om dette mulige tab realiseres i praksis.

Denne problemstilling er illustreret i figur 2.4 for vårbyg med efterafgrøde. De lodrette grå zoner angiver perioder, hvor der normalt er størst mulighed for kvælstofmineralisering samtidig med afstrømning, og dermed forhøjet risiko for udvaskning. Figuren viser samtidigt, at kvælstofudvaskningen vil kunne mindskes gennem anvendelse af fangafgrøder i efterår og vinter til opsamling af kvælstof.



Figur 2.4 Oversigt over samspillet mellem afstrømning og mineraliserings- og planteoptagelsespotentialer i et "normalår" for vårbyg med græs som efterafgrøde. De grå zoner angiver perioder med forøget risiko for nitratudvaskning (Christensen *et al.*, 1997).

Kvælstofudvaskning forekommer i situationer med afstrømning samtidig med, at nitratkoncentrationen i jorden er høj, fordi planterne ikke har været i stand til at samle kvælstoffet op. Dette indebærer, at kvælstofudvaskningen i det væsentligste påvirkes gennem følgende faktorer:

- *Nedbør.* Meget nedbør øger afstrømningen og risikoen for, at mineralsk kvælstof i jorden tabes ved udvaskning
- *Jordtype.* Kvælstof tabes lettere ved kvælstofudvaskning fra sandjorde end fra lerjorde. Det skyldes dels, at jordens vandholdene evne er betydeligt større på lerjorde (bl.a. som følge af en større roddebidde) og dels, at mineraliseringen af organisk kvælstof foregår hurtigere på sandjorde
- *Kvælstoftilførsel.* Hvis der tilføres større mængder kvælstof end der bortføres med afgrøderne, øges risikoen for, at der efterlades uorganisk kvælstof, som kan tabes ved udvaskning. Det samme er tilfældet ved kvælstofgødsning i perioder med afstrømning
- *Sædskiftet.* Afgrøder har meget forskellige kvælstofbehov og forskellig længde af vækstperioden. Nogle afgrøder efterlader meget let omsætteligt organisk stof med højt kvælstofindhold, mens andre efterlader meget tungt omsætteligt materiale, som kan binde uorganisk kvælstof i jorden. Alle disse forhold spiller en rolle for, hvor meget uorganisk kvælstof der efterlades i jorden efter forskellige afgrøder
- *Fangafgrøder.* Fangafgrøder dyrkes for at opsamle næringsstoffer, som ellers ville blive tabt ved udvaskning. Fangafgrøder virker ved at reducere indholdet af uorganisk kvælstof i jorden om efteråret
- *Gødningstype.* Tilførsel af gødsning med et

højt indhold af uorganisk kvælstof (f.eks. handelsgødning, ajle og svinegylle) kan bedre tilpasses afgrødernes behov i de forskellige vækstfaser end gødsning med organisk bundet kvælstof (f.eks. dybstrøelse og kompost). Tilførsel af organiske gødninger giver dermed potentielt større risiko for kvælstofudvaskning om efteråret, hvis der ikke er etableret effektive fangafgrøder i denne periode

- *Jordbearbejdning.* Omplojning af græsmarker indebærer en stor risiko for kvælstofudvaskning fordi en stor mængde let omsætteligt organisk stof herved vil blive mineraliseret. Herudover virker jordbearbejdningen formentligt stimulerende for kvælstofomsætningen i jorden

Kvælstofudvaskningen fra økologisk jordbrug er belyst af Hansen *et al.* (1998), som sammenlignede kvælstofbalancer og beregnet kvælstofudvaskning fra de faktiske konventionelle brug i Lando- og vovågningsoplandene i 1996 med økologiske modelbrug med forudsat god driftsledelse. I sammenligningen indgik plante-, svine- og kvægbrug på både ler- og sandjord. Som det fremgår af tabel 2.1 har de økologiske brug konsekvent et lavere antal dyreenheder end de konventionelle. Det skyldes, at der er taget udgangspunkt i de nuværende regler for økologisk produktion. Der importeres husdyrgødning i de økologiske svine- og plantebrug op til maksimum dækkende 25% af planternes normsatte kvælstofbehov. Den maksimale tilførsel af husdyrgødning (inkl. import) må i malkebesætninger ikke overskride 1,4 DE/ha, hvilket dog er betydeligt mere end der er tilgængeligt på planteavlsbrugene. Desuden er produktionen på husdyrbrugene afstemt således, at der en selvforsyningsgrad af foder på 75 og 85% for henholdsvis svine- og kvægbrugene.

Tabel 2.1 Delposter i kvælstofbalancen på markniveau [kg N/ha/år] for konventionelle og økologiske brugstyper. Forholdet mellem udvasket og høstet kvælstofmængde er også vist. De konventionelle brug repræsenterer faktiske brug fra Landovervågningssoplandene i 1996, og de økologiske brug er opstillede modelbrug med forudsat god driftsledelse (Hansen *et al.*, 1998).

			DE/ha	Tilført	Høstet	Overskud	Udvaskning ¹	Udvaskning/ høstet
Plante	Ler	Konv.		146	121	25	32	0,26
		Øko.		116	56	60	19 (29)	0,34
	Sand	Konv.		212	105	107	90	0,86
		Øko.		104	44	60	36 (46)	0,82
Svin	Ler	Konv.	1,4	212	115	97	46	0,40
		Øko.	0,8	214	87	126	30 (49)	0,34
	Sand	Konv.	1,5	227	106	122	111	1,05
		Øko.	0,6	211	68	143	61 (95)	0,90
Kvæg	Ler	Konv.	1,4	241	150	91	48	0,32
		Øko.	1,0	215	120	95	28 (49)	0,23
	Sand	Konv.	1,8	311	156	155	103	0,66
		Øko.	1,0	216	117	99	65 (104)	0,56

¹: Tallene i parentes er modelleret N-udvaskning fra økologiske brug **uden** fangafgrøder.

I gennemsnit er den totale tilførsel af kvælstof mindre på de økologiske brug end på de konventionelle brugstyper, og en stor del af kvælstoffet i handelsgødningen i de konventionelle brug er erstattet af kvælstof fra fikserende planter i de økologiske brug. Høstudbyttet er i gennemsnit mindre i de økologiske brugstyper, med størst forskel i plantebrugene og mindst i kvægbrugene. Det skyldes, at de konventionelle og økologiske sædskifter på kvægbrugene ligner hinanden mere end for de øvrige brugstyper.

Tabel 2.1 viser et kvælstofoverskud i de økologiske brug på 60-143 kg N/ha/år mod 25-155 kg N/ha/år for de konventionelle brug. For plantebrug på lerjord og for svinebrug på både ler- og sandjord var der et større overskud af kvælstof på de økologiske brug end på de konventionelle. Modsat var overskuddet ens for konventionelt og økologisk kvægbrug på lerjord og mindre for økologisk plantebrug og kvægbrug på sandjord. Det skyldes dels, at der importeres en stor mængde husdyrgødning til de konventionelle plantebrug på sandjord, dels at dyretætheden på de konventionelle kvægbrug på sandjord er høj.

Kvælstofudvaskningen i tabel 2.1 er beregnet med en empirisk model (Simmelsgaard, 1998), som inddrager effekten af jordtype, kvælstoftilførsel til sædskiftet, afstrømningen af vand fra rodzonen og afgrøde (hovedafgrøde og fangafgrøde). Den beregnede kvælstofudvaskning er for alle sammenlignede brugstyper mindst på de økologiske brug. Kvælstofudvaskningen reduceres især på sandjordene ved omlægning til økologisk jordbrug. Det skyldes for det første, at den totale kvælstoftilførsel er mindst til de økologiske brug, og for det andet at der i de økologiske sædskifter indgår fangafgrøder i større udstrækning.

Den beregnede udvaskning i tabel 2.1 udtrykker en arealbelastning (udvaskning pr. ha). I tabellen er der også foretaget en sammenligning af produktionsbelastningen (kvælstofudvaskning pr. høstet kvælstofmængde). Det ses, at der kun er ringe forskel mellem konventionelle og økologiske brug i produktionsbelastningen, men store forskelle mellem jordtyper og brugstyper. For svinebrug på sandjord tabes der lige så meget kvælstof ved udvaskning, som der høstes i afgrøderne. For plante- og kvægbrug på lerjord udgør udvaskningen kun 23-34% af det indhøstede kvælstof.

De økologiske modelsædskifter i tabel 2.1 har typisk 20-40% af arealet dækket med fangafgrøder. Kvælstofudvaskningen er også udregnet for den situation, hvor der ikke er fangafgrøder. Herved øges kvælstofudvaskningen og kommer på niveau med den nuværende kvælstofudvaskning fra det konventionelle landbrug.

Det konventionelle jordbrug i tabel 2.1 svarer til situationen i 1996. Med Vandmiljøplan II er der indført skærpede krav til landbruget, som vil reducere udvaskningen fra det konventionelle landbrug. Endvidere er der i de data, der ligger til grund for det konventionelle jordbrug i tabel 2.1 et element af dårlig driftsledelse, hvorimod der er forudsat god driftsledelse på de økologiske brug. Konsekvensen af dette vil være, at der er beregnet lidt lavere kvælstofoverskud og kvælstofudvaskning på de økologiske brug, end der normalt vil kunne opnås i praksis.

Der er desuden en del usikkerhed forbundet med den modelberegnete kvælstofudvaskning. Modellen tager således ikke hensyn til, at græsmarker, som bruges til grøngødning eller afgræsning, kan føre til stor kvælstofudvaskning efter ompløjning. Endvidere underestimerer modellen kvælstofudvaskningen fra afgræsningsmarker, idet modellen ikke skelner mellem forskellig benyttelse af græsmarker. Kvælstofudvaskningen fra marker afgræsset af kvæg er ved samme gødningsniveau typisk 2-3 gange højere end for slætgræs (Benke, 1992). Det skyldes både, at der recirkuleres en stor mængde kvælstof på afgræssede marker, og at fæces og især urin afsættes i pletter med meget høj koncentration og derfor større risiko for tab ved udvaskning. De samme forhold gør sig formentlig gældende for fritgående søer (Eriksen og Askegaard, 1996).

Det beregnede kvælstofoverskud i tabel 2.1 er for en række af de økologiske brugstyper betydeligt større end den beregnede kvælstofudvaskning. Det kan skyldes, at ammoniakfordampning og denitrifikation er højere ved økologisk end ved konventionel dyrkning. Det er dog mere sandsynligt, at forskellen skyldes andre forhold, herunder at der sker en nettoopbygning af organisk stof i jorden, eller at udbytterne og/eller udvaskningen

er undervurderet. Den økologiske dyrkningspraksis med anvendelse af fangafgrøder, tilbageførsel af organisk stof til jorden og brugen af organiske gødninger må antages at føre til et højere niveau af organisk bundet kvælstof i jorden. Dette kvælstof vil dog blive frigivet igen over tid og herved give anledning til enten højere udbytter eller større kvælstofudvaskning.

Forskelle i kvælstofoverskuddet mellem de sammenlignede økologiske og konventionelle brugstyper kan benyttes til at vurdere relative forskelle mellem de to systemer under forudsætning af, at såvel ændringer i jordens pulje af organisk stof som størrelsen af ammoniakfordampningen og denitrifikationen er omtrent ens i de to systemer. Sammenligningen viser, at økologiske plantebrug og kvægbrug på sandjord er de eneste brugstyper, hvor der klart er et lavere potentiale for kvælstofudvaskning end fra de konventionelle. Dette er også i overensstemmelse med det lavere kvælstofoverskud på bedriftsniveau, der er konstateret på praktiske økologiske kvægbrug sammenlignet med tilsvarende konventionelle (Kristensen og Kristensen, 1992; Halberg, 1998). Om kvælstofudvaskningen fra andre økologiske brugstyper vil være mindre eller større end fra de tilsvarende konventionelle er endnu uvist.

Ammoniakfordampning og denitrifikation

Fra det danske landbrug tabes årligt ca. 120.000 tonkvælstof ved ammoniakfordampning (Henriksen *et al.*, 1995). Langt hovedparten af dette tab (ca. 75%) er knyttet til husdyrproduktionen, hvor ammoniak tabes fra stalde, gødningslagre, udbragt husdyrgødning og dyr på græs. En række driftsmæssige forhold, herunder fodring, stalddtype, gødningshåndtering, lagringstid og udbringningsmetode har betydning for ammoniakfordampningen.

Ammoniakfordampningen afhænger af mængden af ammonium i husdyrgødningen, som især stammer fra kvælstof udskilt i urinen. En reduktion i udskillelsen af urinkvælstof vil nedbringe ammoniakfordampningen fra stald, lager og udbragt gødning. Ved en bedre tilpasning af proteinindhold og proteinsammensætning i foderet til dyrenes behov er det især kvælstofudskillelsen i

urin, der reduceres. Det er i forsøg med slagtesvin fundet, at en tofaset fodring kombineret med aminosyretilsætning har kunnet reducere kvælstofudskillelsen med 27% (Sommer og Bromand, 1997). Ved at anvende forskellige foderblandinger i so-holdet har kvælstofudskillelsen kunnet reduceres med ca. 20%. Også for malkekøer er der muligheder for gennem optimering af fodringen at mindske kvælstofudskillelsen. Dette gælder ikke mindst for græssende køer, hvor indtagelsen af foder ofte ikke er optimal. Ammoniakfordampningen fra græssende dyr stiger således med stigende kvælstoftilførsel til græsset (Sommer og Hutchings, 1996).

I stalden sker ammoniakfordampningen fra gulvet og spalterne, dyrene går på, samt fra gyllekanalerne under spalterne. Ammoniakfordampning afhænger af ventilationen i stalden samt af hvor stort et gulvareal, der møges af dyrene. I systemer med dybstrøelse angives ammoniakfordampningen at ligge på ca. 75% af fordampningen fra stalde med spaltegulve (Sommer og Hutchings, 1996). Fra dybstrøelse tabes der dog også kvælstof ved denitrifikation. Kvælstoftabet fra dybstrøelse til slagtesvin angives at ligge på 25% af total N ab dyr mod 15% fra stalde med spaltegulve og gylle (Poulsen og Kristensen, 1997). For kvægstalde angives tabet for både stalde med dybstrøelse og stalde med spaltegulve at ligge på 8%. Tilsvarende kvælstoftab fra gødningen i stalde med slagtekyllinger på dybstrøelse og æglæggende gulvhøns ligger på 20-40%.

Fra lagre af gylle, der ikke danner flydelag, er ammoniakfordampningen henholdsvis 6 og 9% af kvælstofindholdet i svine- og kvæggylle (Sommer *et al.*, 1993). Der er derfor krav om flydelag eller anden overdækning af gyllebeholdere, hvilket reducerer tabet fra gylle- og ajlebeholdere til ca. 2% af total N ab stald (Poulsen og Kristensen, 1997). For fast gødning angives tabet til 15% for kvæggødning og 30% for svinegødning under lagringen. Tabet fra lagring af dybstrøelse fra kvæg, søer og høns er 10%, mens det ligger på 25% for dybstrøelse fra slagtesvin og slagtekyllinger. Det højere tørstofindhold og den mere porøse struktur i fast svinegødning sammenlignet med kvæg-

gødning giver gode muligheder for ilttilførsel under omsætningen. Herved øges temperaturen betydeligt, og der er risiko for betydelige tab ved ammoniakfordampning og denitrifikation (Sommer og Bromand, 1997).

Under og efter udbringningen af husdyrgødningen på marken kan der også ske betydelige tab ved ammoniakfordampning. Tabet stiger med stigende henliggetid efter udbringning. Ved høje temperaturer tabes en betydelig del af gødningens ammoniakindhold inden for de første 6 timer efter udbringningen. Ved en henliggetid på 12 timer tabes ca. 7% af totalkvælstof ved en temperatur på 3-7 °C og ca. 22% ved en temperatur på 7-16 °C (Sommer og Hutchings, 1996). Nedsivning eller nedbringning af gylle mindsker effektivt ammoniakfordampningen. Ammoniakfordampningen kan også reduceres ved udbringning af gylle med slæbeslanger under afgrøden. De samme forhold påvirker tabene fra fast staldgødning og ajle. Ammoniaktabene må dog her formodes at være lidt lavere (Sommer og Hutchings, 1996). Der tabes også kvælstof ved denitrifikation fra husdyrgødningen i marken. Dette tab kan for kvæggylle sættes til 10% og for svinegylle til 5% af gyllens ammoniumindhold (Olesen og Vester, 1995).

Der forekommer således betydelige gasformige tab fra det tidspunkt, hvor kvælstof i urin og fæces forlader dyrene til det er effektivt inkorporeret i jorden. Kvælstoftabet fra dyr på græs sættes generelt til 10% af total N ab dyr. Tabene kan imidlertid under visse forhold være betydeligt højere. Denitrifikationen kræver iltfrie forhold samt tilstedeværelse af såvel nitrat som organisk stof for at kunne finde sted. Disse forhold er i igangværende undersøgelser fundet at være til stede i nærheden af foderpladserne på marker med fritgående søer. Dyrene skaber her en sammentrykket jord, hvor vand har svært ved at sive ned og hvor der let skabes iltfrie forhold. Samtidigt afsætter dyrene en stor del af deres urin i dette område. Betingelserne for store tab ved ammoniakfordampning og denitrifikation er således til stede i dette system.

2.2 Fosfor

Fosfor i jord findes dels i organisk stof og dels i uorganiske forbindelser. Fosfor i organisk stof skal mineraliseres før det kan optages af planterne. Det udgør mellem 30 og 50% af det totale fosforindhold i pløjelaget. Det uorganiske fosfor er primært bundet i forbindelser med calcium, jern eller aluminium. Der kan være meget forskellig tilgængelighed af fosfor i disse forbindelser. Det er kun en meget lille del af fosforet, der er opløst i jordens vandfase og er tilgængeligt for transport i jorden og for planteoptagelse. Dette opløste fosfor er i ligevægt med det bundne fosfor. Samtidig er der en ligevægt mellem fosfor bundet med forskellig tilgængelighed (Olesen og Vester, 1995).

Når der år efter år gødes med mere fosfor, end der fjernes med afgrøderne, hvilket har været situationen for hovedparten af dansk landbrugsjord siden anden verdenskrig, vil det ophobede fosfor efterhånden blive bundet i mere utilgængelige forbindelser. Fosformængden vil dog stige mest i de lettest tilgængelige fraktioner, fordi de kemiske reaktioner er mange år om at komme i ligevægt. Hvis opgødsningen ændres til en udpiningssituation, vil fosformængden falde mest i de lettest tilgængelige fraktioner. Dette vil starte en mobiliseringsreaktion, hvor fosforet i de tungest tilgængelige fraktioner efterhånden søger mod mere tilgængelige fraktioner. Et faldende og lavt fosforniveau er muligvis mere acceptabelt i økologisk jordbrug, fordi den økologiske jord med et relativt stort input af organisk stof formentlig giver bedre mulighed for rodudvikling og måske også for vækst af mykorrhizasvampe, som kan hjælpe planterne med optagelse af fosfor (Olesen og Vester, 1995).

Der sker fortsat en nettotilførsel (overskud) af fosfor til dansk landbrugsjord som helhed (Sibbesen, 1996). Der er imidlertid store variationer mellem landsdelene og bedrifterne, primært på grund af forskellig belastning med husdyrgødning. I Landovervågningsoplandene varierede det gennemsnitlige overskud af fosfor fra -0,2 kg P/ha/år i et lerjordsopland i Storstrøms Amt til 13,0 kg P/ha/år i et sandjordsopland i Sønderjyl-

lands amt (Grant *et al.*, 1997).

Fosforoverskuddet stiger med stigende belægningsgrad på bedriften. Halberg (1998) fandt ved undersøgelser på praktiske konventionelle og økologiske brug, at fosforoverskuddet på bedriftsniveau steg med 5,4 kg P/ha/år for hver DE/ha. Der var desuden signifikant større fosforoverskud på konventionelle kvægbrug sammenlignet med økologiske. Simmelsgaard *et al.* (1998) beregnede fosforoverskud på markniveau for en række forskellige økologiske modelbedrifter. For de opstillede kvægbrug varierede fosforoverskuddet fra 2 til 15 kg P/ha/år, især afhængig af selvforsyningsgraden med foder. For planteavlsbrugene varierede fosforoverskuddet fra -16 til 8 kg P/ha/år, især afhængig af gødningsimport. For svinebrugene varierede fosforoverskuddet fra 3 til 25 kg P/ha/år, afhængig af belægningsgrad, selvforsyningsgrad og gødningsimport. De nuværende økologiske regler giver således mulighed for såvel en udpining af fosfor i jorden som en ophobning af fosfor. Ophobningen forekommer især på de økologiske svinebrug og vil her især være problematisk for afgræsningsmarker med fritgående søer, hvor fosforet kan blive afsat uensartet på arealet.

Den overvejende del af fosforoverskuddet ophobes i pløjelaget og giver anledning til en højere fosforstatus. I Danmark udtrykkes jordens fosforstatus ved fosfortallet (Pt). Fosfortallene for danske jorde ligger på ca. 4,5 i Nord- og Vestjylland og på ca. 4 på Øerne. For optimal planteproduktion anbefales fosfortal på 2,0-3,5/4,0. I 1997 havde kun mellem 2 og 7% af danske jorde lave fosfortal under 2,0, mens over halvdelen havde høje fosfortal over 4,0 (Knudsen *et al.*, 1997). De danske jorde har således en høj fosforstatus.

Landbruget bidrager med fosfortab til vandmiljøet gennem diffuse kilder, der omfatter (Munkholm og Sibbesen, 1997):

- Nedvaskning gennem jorden og transport til vandløb og søer med drænvand eller grundvand. Nedvaskningstab varierer med jordtypen og synes at stige med fosfortilstanden i pløjelaget

- Overfladeafstrømning og vanderosion på jordoverfladen på skrånede arealer, hvorved der transporteres fosfor til vandmiljøet. Dette tab foregår typisk i vinterhalvåret og ofte i forbindelse med tøbrud
- Vinderosion på jordoverfladen. Dette tab er reduceret i forhold til tidligere som følge af læplantning og større andel vintergrønne marker i Danmark
- Brink- og bunderosion i vandløbene. Der kan ophobes fosfor i jord og vegetation i nærheden af vandløbene, som efterfølgende kan tages til vandmiljøet via brinkerosion

Fosfortabene sker fortrinsvis ved nogle få, intensive og kortvarige hændelser. Forekomsten af disse hændelser er betinget af klima, topografi, jordtype, dyrkning, kulturteknik og beskyttelsesforanstaltninger. Den høje fosforstatus af danske jorde har betydning for tabet af fosfor til vandmiljøet, idet tabet via alle ovennævnte tabsveje øges med stigende indhold af lettilgængeligt fosfor i overjorden. Tabsprocesserne vekselvirker dog med hinanden. Mange af de beskyttende foranstaltninger mod vanderosion vil således øge risikoen for fosfortab ved nedvaskning.

2.3 Kalium

Der kan skelnes mellem fire kaliumpuljer i jorden: næsten utilgængeligt kalium, langsomt ombytteligt kalium, ombytteligt kalium og vandopløst kalium. Der er en ligevægt mellem puljerne. Inden for den enkelte vækstsæson er det dog stort set kun det ombyttelige og vandopløste kalium, der bidrager til planternes kaliumforsyning (Olesen og Vester, 1995). Lerjordens evne til at fastholde kalium i form af fikseret og ombytteligt kalium er langt større end sandjordens. Denne forskel har stor betydning for gødskningsstrategien. På sandjorde er det vigtigt med en årlig tilførsel af kalium svarende til afgrødens behov, da der er risiko for at overskydende kalium udvaskes med overskudsnedbøren. Faren for udvaskning er langt mindre på lerjorde. Da puljen af kalium også er langt større på lerjorde, er det især på sandjorde, at der er risiko for væsentlige problemer med kaliummangel i økologisk jordbrug.

I økologisk jordbrug tilføres kalium stort set udelukkende med husdyrgødning og planterester. Kaliumbortførslen med afgrøder kan variere betydeligt fra ca. 60 kg K/ha/år i en kornafgrøde til ca. 250 kg K/ha/år i roer. Visse grønsagsafgrøder bortfører også betydelige kaliummængder. Simmelsgaard *et al.* (1998) har beregnet nettotilførsel (overskud) af kalium på markniveau for en række forskellige økologiske modelbrug. For kvægbrug varierede kaliumoverskuddet fra -22 til 48 kg K/ha/år afhængig af selvforsyningsgrad og import af husdyrgødning. For planteavlsbrugene varierede overskuddet fra -72 til 20 kg K/ha/år afhængig af afgrødevalg og gødningsimport. For svinebrugene varierede overskuddet fra -4 til 37 kg K/ha/år afhængig af selvforsyningsgrad og gødningsimport.

Fra dette overskud skal trækkes tabet ved udvaskning, der udgør ca. 30 kg/ha/år på sandjorde og ca. 5 kg/ha/år på lerjorde. På økologiske brug på sandjorde vil det derfor kun være muligt at oprettholde kaliumforsyningen, hvis der importeres kalium i foder eller husdyrgødning. Alternativt kan der gødes med godkendte kaliumgødninger. På lerjorde udgør mindre underskud ikke noget umiddelbart problem for produktionen. Større underskud, som kan ses på nogle af planteavlsbrugene, vil dog også her være problematiske.

2.4 Svovl

Svovl har i de senere år fået fornyet opmærksomhed som plantenæringsstof i dansk landbrug. Det skyldes, at den tidligere rigelige tilførsel af svovl fra atmosfæren er reduceret betydeligt. I konventionelt jordbrug tilsættes svovl derfor nu til handelsgødningen. Svovlmangel giver både udbytte-nedgang og reduktion af afgrødernes kvalitet, f.eks. i hvedes bageegenskaber og i afgrødernes ernæringsmæssige værdi.

Mere end 95% af jordens svovlindhold er bundet i det organiske stof og dermed utilgængeligt for planterne, der kun optager svovl som uorganisk sulfat. Sulfat udvaskes let fra alle danske jorde, og planterne er derfor afhængige af mineralisering af organisk svovl eller tilførsel udefra. De væsentlig-

ste poster i svovlbilancen for økologiske marker er tilførsel af svovl fra luften, i husdyrgødning og ved vanding samt bortførsel i høstet afgrøde og ved udvaskning.

Olesen og Vester (1995) samt Eriksen og Askegaard (1996) opstillede markbalancer for svovl for en række forskellige økologiske modelbrug. Resultatet viste for langt de fleste bedriftstyper en negativ balance, dvs. større eksport og tab af svovl end der tilføres. Dette vil med tiden føre til svovlmangel, som må forventes først at optræde på sandjorde.

2.5 Muligheder for at begrænse tabene

Miljøproblemerne er især knyttet til økologiske bedrifter med en stor dyretæthed. Dette skyldes, at disse bedrifter ofte importerer store mængder næringsstoffer i foder eller husdyrgødning for at sikre en optimal fodring af dyrene. Herved fremkommer en stor mængde næringsstoffer i husdyrgødningen, som vil føre til tab, hvis denne ikke udnyttes tilstrækkeligt effektivt.

Kvælstoftabet kan generelt begrænses ved:

- et alsidigt sædskifte med "et passende" forhold mellem kvæstofforbrugende og kvæstoffikserende planter
- god harmoni på bedrifter med husdyr, herunder høj selvforsyningsgrad med foder og gødning
- at øge udnyttelsen af kvælstof i foder og dermed mindske udskillelsen af kvælstof i urin. Dette kan ske ved at afpasse proteinindholdet og proteinsammensætningen i foderet til dyrenes aktuelle behov
- at indrette stalde og gødningslagre således, at tab ved ammoniakfordampning og denitrifikation mindskes
- at nedbringe husdyrgødningen effektivt og hurtigt i jorden således at ammoniakfordampning minimeres efter udbringningen
- at afpasse gødskningen efter behovet i den enkelte afgrøde, herunder at tage højde for ef-

tervirkninger af forudgående græsmarker og gødningstildeling

- at sænke den generelle kvælstoftilførsel til marken bl.a. ved reduktion af belægningsgraden
- at udgå udbringning af kvælstofgødning forud for afstrømningsperioden. Dette gælder også gødning fra græssende dyr på marken
- at dyrke effektive efterafgrøder, som kan opsamle jordens mineralske kvælstof i efteråret forud for afstrømningsperioden

Fosfortabet kan begrænses ved (Munkholm og Sibbesen, 1997):

- at sænke indholdet af lettilgængeligt fosfor i overjorden gennem reduktion af gødningstilførslen
- at begrænse indholdet af letopløseligt fosfor på jordoverfladen i vinterhalvåret ved at reducere mængden af plantemasse, planterester og gødning på jordoverfladen om vinteren
- at mindske erosionen ved f.eks. reduceret jordbearbejdning, jordbearbejdning langs konturerne, dræning, græsbræmmer langs vandløbene, mindre færdsel på markerne og lettere traktorer og redskaber
- at undgå gødskning med letopløseligt fosfor på tidspunkter med risiko for fosfortab ved nedvaskning, overfladeafstrømning og vinderosion, dvs. det er bedst at gøde om foråret

Der er i økologisk jordbrug et særligt incitament til at sikre en god udnyttelse af næringsstofferne, som hænger sammen med, at dyrkningsreglerne normalt vil bevirke, at der kun i få tilfælde er store overskud af næringsstoffer, men ofte mangel på disse. En bedre udnyttelse af næringsstofferne vil derfor også umiddelbart vise sig i en større produktivitet og dermed en bedre indtjening på bedriften. De nuværende regler for økologisk jordbrug medfører dog, som vist i afsnittene ovenfor, en skævhed i næringsstofoverskud på forskellige bedriftstyper, hvilket vil kunne afhjælpes gennem justering af reglerne. Det er formentlig muligt at øge effektiviteten i næringsstofudnyttelsen gennem driftsmæssige ændringer og tilpasning af teknologien.

Lovgivning og regler

Økologisk jordbrug er underlagt de samme love og regler for erhvervsmæssigt dyrehold, gødningshåndtering og plantedække som det konventionelle jordbrug. Herudover er der særlige love og regler for økologisk jordbrug, dels statslige regler og dels dyrkningsregler fra *Landsforeningen Økologisk Jordbrug* og *Foreningen for biodynamisk jordbrug*.

Med vedtagelsen af Vandmiljøplan II er kravene til landbrugets udnyttelse af gødningen strammet. De generelle regler for landbruget, der er af væsentligst betydning for økologisk jordbrug, kan opsummeres i følgende punkter:

- For svinebrug og planteavlsbrug må der indtil 2002 højst udbringes husdyrgødning fra 1,7 DE/ha/år. Fra 2003 må der højst udbringes husdyrgødning fra 1,4 DE/ha/år
- For kvægbrug må der indtil 2002 højst udbringes husdyrgødning fra 2,1 DE/ha/år. Fra 2003 må der højst udbringes husdyrgødning fra 1,7 DE/ha/år. Hvis over 70% af arealet udgøres af roer, græs og græsefterafgrøder må der dog udbringes husdyrgødning op til 2,3 DE/ha/år
- For andre husdyrbrug må der indtil 2002 højst udbringes husdyrgødning fra 2,0 DE/ha/år. Fra 2002 må der højst udbringes husdyrgødning fra 1,4 DE/ha/år
- Kravet til udnyttelse af kvælstof i husdyrgødningen skærpes med 5% i gødningsåret 1999/2000 og yderligere 5% i gødningsåret 2001/2002
- Kvælstofnormen nedsættes generelt med 10%. Herudover er der enkelte ændringer i normerne, især vedrørende kvælstof til græsmarker
- Der er krav om vintergrønne marker på 65% af arealet. Herudover er der krav om efterafgrøder på yderligere 6% af arealet

I de statslige regler for økologisk jordbrug må der som gødning anvendes husdyrgødning og andre biprodukter fra økologiske bedrifter. Herudover må der importeres konventionel husdyrgødning til bedriften i en mængde svarende til højst 25% af afgrødernes normsatte kvælstofbehov. Dette gæl-

der uanset bedriftens egenproduktion af husdyrgødning. Skærpelsen af udnyttelseskravet i Vandmiljøplan II betyder, at den tilladte mængde importeret konventionel gødning reduceres. Samme effekt har den generelle normnedsættelse for planteavlsbrugene, hvorimod kvægbrugene ikke rammes i samme omfang på grund af justering af normerne for gødskning af kløvergræs.

Konventionelt produceret halm kan ifølge statsreglerne importeres uden begrænsning. Der er ikke særlige krav i statsreglerne til belægningsgraden, og her er det derfor de generelle regler, der gælder. Til drøvtyggere skal mindst 85% af foderet, regnet i FE/dyr/dag, være økologisk. Til ikke drøvtyggere skal mindst 75% af foderet være økologisk. Alle dyr skal i sommerhalvåret i mindst 150 dage have adgang til græsning, dog kan tyre over ni måneder og slagtesvin holdes i udendørs løbegårde.

Avlsreglerne fra *Landsforeningen Økologisk Jordbrug* skærper statsreglerne på en række områder, hvoraf de væsentligste i denne sammenhæng er:

- Der må højst udbringes gødning fra i gennemsnit 1,4 DE/ha/år på ejendommen
- På den enkelte mark må der højst udbringes gødning fra 2,8 DE/ha/år
- Alle drøvtyggere skal fodres med mindst 85% økologisk foder, regnet i FE/dyr/dag. Fra år 2000 bliver kravet 90%, og fra år 2005 bliver det 95%
- Fra år 2002 skal mindst 50% af foderet stamme fra bedriften selv eller bedrifter inden for en radius af 25 km

De økologiske mælkeproducenter i Danmark anvender disse avlsregler.

Avlsreglerne fra *Foreningen for Biodynamisk Jordbrug* skærper statsreglerne på især to områder:

- Der må maksimalt tilføres gødning svarende til i gennemsnit 1,5 DE/ha/år
- Indkøbt konventionel gødning svarende til maksimalt 0,5 DE/ha/år skal gennemgå en komposteringsproces og præparering for an-

vendelse

Fra år 2003 vil statsreglerne, som det fremgår af ovenstående, dog for visse bedriftstyper kræve, at der højst tilføres husdyrgødning svarende til 1,4 DE/ha/år.

Der er i reglerne mulighed for import af økologisk produceret husdyrgødning til de økologiske planteavlsbrug. I praksis er denne gødning dog ikke til rådighed, da de økologiske husdyrbrug gerne selv vil udnytte denne. Økologiske planteavlsbrug er derfor afhængige af import af konventionel husdyrgødning. Dette giver væsentligt forskellige betingelser for de forskellige økologiske bedriftstyper. På økologiske kvægbrug er der med de nuværende regler ikke væsentlig mangel på næringsstoffer, og de statslige regler vil endog kunne udnyttes, således at der er mulighed for betydelige overskud og tab. Økologiske svinebrug kan skaffe en del næringsstoffer gennem foderindkøb, men på disse brug spiller den uens afsætning af gødningen fra fritgående søer en betydelig rolle for tabene. Økologiske planteavlsbrug får i stigende grad svært ved at skaffe næringsstoffer nok gennem import af gødning til at opretholde en rimelig produktion. I lyset af Vandmiljøplan II og ønsket om at fremme økologisk plante- og svineproduktion er der derfor behov for en revurdering af reglerne omkring import af konventionel husdyrgødning, herunder især en differentiering mellem forskellige driftstyper.

Driftsmæssige og teknologiske ændringer

På økologiske planteavlsbrug er tabene af næringsstoffer formentlig generelt små, fordi niveauet for næringsstofimporten er lavt. Der kan dog forekomme betydelige tab efter ompløjning af grøngødningsmarker, hvis disse ikke efterfølges af afgrøder eller fangafgrøder, der effektivt optager kvælstof. For at bevare såvel kvælstof som svovl og kalium i dyrkningsjorden er det væsentligt i disse dyrkningssystemer at have høj andel af fangafgrøder i sædskiftet. En række af planteavlssædskifterne er imidlertid følsomme for opformering af rod ukrudt, som med den nuværende viden bedst bekæmpes ved jordbearbejdning om efteråret med deraf følgende risiko for udvaskning og tab af næringsstofferne.

For husdyrbrugene er der formentlig mulighed for at reducere tabene i såvel stald/lager som i marken. Sommer og Hutchings (1996) angiver en række metoder til at reducere ammoniakfordampningen fra stald, lager og mark. Det er dog væsentligt at vurdere tabene fra hele håndteringskæden under ét. Visse foranstaltninger, der mindsker tabene fra stalden, kan således øge tabene i marken, hvis der ikke også her gennemføres ændringer. Henriksen *et al.* (1995) angiver, at det er muligt at halvere ammoniak-emissionen fra landbruget gennem driftsmæssige ændringer og investering i nyt udstyr i hele kæden fra fodring til udbringning af husdyrgødningen.

I økologisk jordbrug knytter der sig særlige problemer til tabene fra stalde med dybstrøelse og fra komposteringen af dybstrøelsen. Resultater fra igangværende forsøg tyder på, at disse tab kan reduceres betydeligt ved knusning af halmen inden den anvendes til dybstrøelse samt findeling af materialet inden det komposteres. Ved disse behandlinger øges den effektive overflade i halmen formentlig, hvilket giver bedre betingelser for den mikrobielle omsætning.

I økologisk kvægbrug er tabene af kvælstof især knyttet til afgræsningsmarkerne. Der er her brug for en bedre styring af proteinindholdet (kløverandelen) i kløvergræsset for at reducere udskillelsen af kvælstof med urinen, som giver anledning til tab ved såvel ammoniakfordampning som udvaskning. Hvis en større del af gødningen kan blive afsat i stalden og opsamlet her, vil der også være mulighed for en bedre udnyttelse af kvælstoffet i gødningen. Dette kunne gennemføres gennem ændrede driftssystemer, som dog vil være mere arbejdskrævende. I efterårsperioden bør længden af den periode i døgnnet, hvor dyrene er på græs, reduceres, således at mindst mulig urin og fæces efterlades på marken med risiko for udvaskning. Der kan endvidere forekomme betydelige tab efter ompløjning af afgræsningsmarken, hvis sædskiftet ikke tilpasses med afgrøder, som er i stand til at udnytte og opsamle det frigivne kvælstof. Der er her behov for en bedre vurdering af eftervirkningen af disse afgræsningsmarker for bedre at kunne justere afgrødevalg og gødskning.

På økologiske svinebrug er tabene især knyttet til de fritgående søer. Der er generelt store kvælstofoverskud på disse marker, som vil kunne mindskes ved at reducere antallet af søer pr. arealenhed. Der er en meget stor arealvariation i afsætningen af kvælstof, som især er knyttet til placeringen af foderautomater, hvor der lokalt kan være meget store overskud af kvælstof. Der er derfor brug for systemer, som sikrer en mere ensartet fordeling af gødningsafsætningen. Dette vil formentlig kunne opnås gennem hyppig flytning af foderautomater samt anvendelse af enkeltfoldsystemer frem for flerfoldsystemer. Der er krav om, at dyrene i sommerhalvåret skal på græs i mindst 150 dage. Flytning af søerne til stalde med tilhørende befæstede udearealer om efteråret og vinteren vil formentlig kunne reducere næringsstofbelastningen af afgræsningsmarkerne betydelig og hindre en væsentlig del af tabene. Samtidigt vil der kunne opsamles gødning, som kan udnyttes effektivt i de øvrige marker i sædskiftet. Det er vigtigt, at afgræsningsmarkerne på svinebrugene indgår i sædskiftet. Kun herved vil de store mængder næringsstoffer, der akkumuleres på disse marker, kunne udnyttes i foderproduktionen.

Udviklingsbehov

En del af det økologiske jordbrugs behov for næringsstoffer vil kunne løses gennem en bedre recirkulering af næringsstoffer fra by til land. Dette fordrer dog udvikling af effektive opsamlings-, behandlings- og distributionssystemer, som sikrer at alle næringsstoffer opsamles, og at det organiske affald kan recirkuleres uden risiko for spredning af patogener og forurening med uønskede stoffer (tungmetaller, miljøfremmede stoffer, mv.).

For at reducere kvælstoftabet fra stald og lager er der brug for udvikling af nye stald- og lagersystemer, som tilgodeser såvel miljømæssige forhold (minimale tab) som dyrevelfærd. Til reduktion af kvælstoftabet i marken kan der især peges på følgende udviklingsbehov:

- Der er behov for bedre kendskab til den langsigtede betydning af opbygning af jordens pulje af organisk bundet kvælstof for planteproduktion og kvælstofudvaskning. Der er endvidere behov for viden om, hvorvidt mineraliseringen vil kunne styres gennem bedre timing af jordbearbejdningen
- Det er behov for mere viden om mulighederne og effekten af at dyrke forskellige fangafgrøder i kornrige sædskifter. Der mangler endvidere udvikling af dyrkningsmetoder for forskellige typer fangafgrøder med henblik på at øge dyrkningssikkerheden af disse og minimere kvælstofudvaskningen
- Der er stor variation i kvælstofudvaskningen fra græsmarker afhængig af såvel dyrkningen som anvendelsen. Der er behov for at kende disse sammenhænge mere præcist for dels at kunne udnytte forfrugtsværdien af græsmarkerne, dels for at undgå unødvendig kvælstofudvaskning
- Der er behov for udvikling af nye driftssystemer for fritgående søer, som sikrer en mere ensartet fordeling af gødningsafsætningen

En række af disse problemstillinger belyses i igangværende danske forskningsaktiviteter. Flere af spørgsmålene kan dog kun belyses gennem langvarige dyrkningsforsøg.

2.6 Referencer

- Benke, M. 1992. Untersuchungen zur Nitratauswaschung unter Grünland mittels der Saugkerzen-Methode in Abhängigkeit von der Nutzungsart Schnitt/Weide, der Nutzungshäufigkeit, der Bestandeszusammensetzung mit/ohne Weissklee und der Stickstoffdüngung. PhD afhandling. Kiel Universitet.
- Brouwer, F. & Lowe, P. 1998. CAP reform and the environment. Report to Commission of the European Communities under contract FAIR3-CT96-1793.
- Christensen, B.T., Müller, T., Vinther, F.P. & Hansen, S. 1997. Kvælstofomsætning i rodzonen. Miljøforskning 28.
- Eriksen, J. & Askegaard, M. 1996. Næringsstofbalancer i økologisk svineproduktion. Notat fra Afd. for Plantevækstfaktorer. Statens Planteavlsforsøg.
- Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Andersen, H.E., Laubel, A.R., Jensen, E.G & Rasmussen, P. 1997. Landovervågningsoplande. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1996. Faglig rapport fra DMU nr. 210.
- Halberg, N. 1998. Indicators of resource use and environmental impact for use in a decision aid for Danish livestock farmers. Agriculture, Ecosystems and Environment submitted.
- Hansen, B., Kristensen, E.S. & Olesen, J.E. 1998. Kvælstofbalancen i økologisk jordbrug. Jord og Viden nr. 13, 24-27.
- Henriksen, L.H., Bak, J., Asman, W.A.H. & Andersen, H.V. 1995. Ammoniakemission fra landbruget. Miljøprojekt nr. 283. Miljø og Energiministeriet.
- Knudsen, L., Birkmose, T. & Østergaard, H.S. 1997. Gødskning og kalkning. I C.Å. Pedersen red.: Oversigt over landsforsøgene 1997, s. 160-202.
- Kristensen, E.S. & Kristensen, I.S. 1992. Analyse af kvælstofoverskud og -effektivitet på økologiske og konventionelle kvægbrug. Statens Husdyrbrugsforsøg 710 Beretning.
- Kristensen, I.S. 1998. Økologisk æg-, kød- og planteproduktion, teknisk-økonomiske gårdresultater 1996-97. I T. Kristensen red: Studier i økologiske jordbrugssystemer. DJF rapport 1998-1. s. 95-103.
- Kyllingsbæk, A. 1995. Kvælstofoverskud i dansk landbrug 1995-1959 og 1979-1994. SP rapport 1995-23.
- Munkholm, L.J. & Sibbesen, E. 1997. Tab af fosfor fra landbrugsjord. Miljøforskning 30.
- Nielsen, T. & Knudsen, L. 1994. Demonstrationsejendomme for bedre udnyttelse af husdyrgødning. Miljøprojekt nr. 276. Miljø- og Energiministeriet.
- Olesen, J.E. & Vester, J. 1995. Næringsstofbalancer og energiforbrug i økologisk jordbrug – fokus på kvægbedrifter og planteavl. SP rapport 1995-9.
- Poulsen, H.D. & Kristensen, V.F. 1997. Normtal for husdyrgødning. En revurdering af danske normtal for husdyrgødningsindhold af kvælstof, fosfor og kalium. Beretning nr. 736 fra Danmarks Jordbrugsforskning.
- Sibbesen, E. 1996. Ophobning og tab af fosfor. Jord og Viden 18, 6-8.
- Simmelsgaard, S.E. 1998. The effect of crop, N-level, soil type and drainage on nitrate leaching from Danish soil. Soil Use and Management 14, 30-36.

- Simmelsgaard, S.E., Kristensen, I.S. & Mogensen, L. 1998. Planteproduktion på forskellige økologiske brugstyper. I E.S. Kristensen & J.E. Olesen red: Kvælstofudvaskning og –balancer i konventionelle og økologiske produktionssystemer, s. 43-70.
- Sommer, S. G. & Bromand, B. 1997. Bæredygtigt landbrug. Oversigtsrapport over resultater fra forskningsprogrammet: Bæredygtigt landbrug – reduktion af gødnings og pesticidforbruget. Strukturdirektoratet.
- Sommer, S.G., Christensen, B.T., Nielsen, N.E. & Schjørring, J.K. 1993. Ammonia volatilization during storage of cattle and pig slurry: effect of surface cover. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* 121, 63-71.
- Sommer, S.G. & Hutchings, N. 1996. Betydning af fodrings- og gødskningspraksis for ammoniakemissionen. I M. Strandberg red: Ammoniak og naturforvaltning. Faglig rapport fra DMU nr. 161. s. 13-20.

3 Økologisk jordbrug som aftager af samfundets affalds- og næringsstoffer

Lizzie Melby Jespersen
Sekretariatet, Danmarks JordbrugsForskning

Samfundet har en stor interesse i, at affaldsstoffer fra husholdninger og industri recirkuleres på en miljø- og sundhedsmæssig forsvarlig måde. Tilsvarende er der i økologisk jordbrug interesse for genanvendelse og recirkulering af organiske affaldsprodukter fra byerne.

Målsætninger for økologisk jordbrug, der har relation til recirkulation af samfundets affalds- og næringsstoffer, er formuleret i LØJ's Avlsgrundlag (LØJ, 1998). Heri er bl.a. nævnt følgende målsætninger:

1. At reducere jordbrugets forbrug af ikke-fornybare ressourcer, herunder fossile brændstoffer, til et minimum.
2. At arbejde hen imod at byernes og fødevarerindustriens affaldsprodukter opnår en kvalitet, så de kan genbruges som gødningsmidler i jordbruget.
3. At arbejde så meget som muligt i lukkede stofkredsløb og benytte sig af de stedlige ressourcer.
4. At undgå alle former for forurening, som måtte hidrøre fra jordbrugsmæssig praksis.
5. At producere fødevarer af optimal ernæringsmæssig kvalitet.

De to første målsætninger har således klart til formål at fremme recirkulationen af industriens og byernes affaldsstoffer, bl.a. for at reducere forbruget af ikke-fornybare ressourcer, mens den tredje målsætning om lukkede kredsløb og anvendelse af stedlige ressourcer også taler for anvendelse af lokalt producerede affaldsprodukter i stedet for import af hjælpestoffer fra udlandet. De to sidste målsætninger vedrørende prioritering af størst mulig selvforsyning, undgåelse af foru-

rening og høj kvalitet af de økologiske produkter, kan imidlertid virke begrænsende for recirkulationen af industriens og byernes affaldsprodukter i økologisk jordbrug.

Hertil kommer, at økologi- og miljølovgivningen vedrørende anvendelse af forskellige affaldsprodukter til jordbrugsformål også kan udgøre en barriere for en øget recirkulation af samfundets affaldsprodukter i økologisk jordbrug.

Formålet med denne artikel er at undersøge på hvilke områder lovgivningen kan udgøre en barriere for recirkulering af samfundets affaldsstoffer i økologisk jordbrug, dels i relation til økologisk jordbrugs behov for import af ikke-økologiske gødninger og næringsstoffer, og dels i relation til samfundets produktion af affaldsstoffer, som kan anvendes i jordbruget.

Regler, som direkte eller indirekte har betydning for recirkulering af affalds- og næringsstoffer i økologisk jordbrug er fastlagt i følgende EU-regulativer og danske lovgivningstekster:

- Codex Alimentarius Proposal Draft, Alinorm 99/22, Report of the twenty-sixth session of the Codex Committee on food labelling: Draft guidelines for the production, processing, labelling and marketing of organically produced foods. Codex Alimentarius Commission, FAO and WHO, 1998. (I det følgende er Codex Alimentarius forslaget omtalt som Alinorm 99/22, 1998).
- Council Regulation (EEC) No 2092/91 of June 1991 on organic production of agricultural products and indications referring there-

to on agricultural products and foodstuffs (EU, 1991). (I det følgende er denne Rådsforordning omtalt som EU's Økologiforordning, 1991).

- Commission Regulation (EC) No 1488/97 of 29 July 1997 amending Council Regulation (EEC) No 2092/91 on organic production of agricultural products and indications referring thereto on agricultural products and foodstuffs (EU, 1997). Dette regulativ omhandler bl.a. ændringer i Rådsforordningens Annex II A: Gødninger og Jordforbedringsmidler, som angiver de gødnings- og jordforbedringsprodukter af ikke-økologisk oprindelse, som må anvendes i økologisk jordbrug i særlige tilfælde, samt betingelserne for deres anvendelse. (Regulativet er i det følgende omtalt som EU Økologiforordningens Annex II A, 1997).
- Council Document no. 8697/98, ADD 1 of 20 May 1998: Ammended Proposal for a Council Regulation supplementing Regulation (EEC) no. 2092/91 on organic production of agricultural products and indications referring thereto on agricultural products and foodstuffs to include livestock production (EU, 1998). (Dette forslag er i det følgende omtalt som EU's forslag til regler for økologisk husdyrproduktion, 1998).
- Bekendtgørelse om anvendelse af affaldsprodukter til jordbrugsformål nr. 823 af 16. september 1996 (Miljø- og Energiministeriet, 1996). (Bekendtgørelsen er i det følgende omtalt som "Slambekendtgørelsen", 1996).
- Bekendtgørelse om økologisk jordbrugsproduktion, nr. 210 af 6. april 1998 (Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, 1998). (Bekendtgørelsen er i det følgende omtalt som Økologibekendtgørelsen, 1998).
- Plantedirektoratets Vejledning for Økologisk Jordbrugsproduktion, november 1997 (Plantedirektoratet, 1997a). (Vejledningen er i det følgende omtalt som Plantedirektoratets Økologivejledning, 1997).

- Plantedirektoratets Vejledning og Skemaer for mark og gødningsplan, gødningsregnskab, plantedække og harmoniregler 1997/98 (Plantedirektoratet 1997b). Vejledningen er i det følgende omtalt som Plantedirektoratets Vejledning for mark og gødningsplan, 1997)

3.1 Økologisk jordbrugs behov for import af ikke-økologiske gødninger

I økologisk jordbrug lægges der vægt på størst mulig selvforsyning med foder og gødning, samt anvendelse af organiske gødninger. Det er dog tilladt at importere næringsstoffer i form af økologisk foder og gødning eller konventionelle foderstoffer og organiske gødninger i begrænset omfang. De vigtigste regler for import af økologiske og konventionelle foder- og gødningsstoffer er opstillet i tabel 3.1.

De økologiske animalske bedrifter, som har en forholdsvis beskeden eksport af næringsstoffer i form af salg af animalske produkter, kompenserer fortrinsvis for tabet af næringsstoffer ved indkøb af konventionelt foder og halm til strøelse.

Mulighederne for indkøb af konventionelt foder vil imidlertid blive begrænset i fremtiden jf. tabel 3.1 og EU's forslag til regler for økologisk husdyrproduktion, (EU, 1998). Heri foreslås det bl.a., at ikke-økologisk foder kun må anvendes i en overgangsperiode på 5 år efter, at Rådsforslaget er vedtaget. En EU forordning for økologisk husdyrproduktion forventes vedtaget i 1999.

De økologiske planteavlbedrifter og bedrifter med beskeden husdyrhold og stor eksport af næringsstoffer ved salg af afgrøder i form af grønsager kompenserer for tabet af næringsstoffer ved import af økologisk husdyrgødning og de ikke-økologiske gødninger, det er tilladt at anvende i økologisk jordbrug i henhold til gældende regler (se afsnit 3.3).

Mulighederne for køb af økologisk husdyrgødning er imidlertid begrænsede, da de økologiske husdyrbrug generelt ikke har overskud af gød-

ning. Hidtil har importen af gødning til økologisk jordbrug derfor alt overvejende bestået af konventionel husdyrgødning. Anvendelse af organiske affaldsprodukter fra fødevarer- og foderindustrien m.v. har i forhold hertil været meget begrænset, og import af kompost af organisk affald fra husholdningerne har været nærmest ikke eksisterende.

Med den stigende omlægning af planteavlsbedrifter til økologisk produktion og de kommende

begrænsninger for indkøb af konventionelt foder må der forventes et øget behov for import af ikke-økologiske gødninger til økologisk jordbrug i de kommende år.

Samtidig er det på længere sigt ikke bæredygtigt, at økologisk jordbrug kompenserer for eksporten af næringsstoffer fra bedrifterne ved indkøb af konventionelt foder, konventionel husdyrgødning og halm, som er baseret på det konventionelle landbrugs import af handelsgødning.

Tabel 3.1 Regler for import af foder og gødningsstoffer i økologisk jordbrug i henhold til Økologibekendtgørelsen, 1998 og Plantedirektoratets Økologivejledning, 1997 samt LØJ's Avlsregler (LØJ, 1998).

		Økologibekendtg. No. 210 (1998) + Plantedirektoratets Økologivejledning, Nov. 97	LØJ's Avlsregler 1998
Fodermiddelimport	Økologisk foder	Ingen begrænsning	Ingen begrænsning, dog min. 50% selvforsyning (inkl. aftale med andre bedrifter inden for radius af 25 km) efter 01.01.2002
	Andel ikke-økologisk foder i foderet i FE/dyr/dag	Drøvtyggere: maks. 15%, dog maks. 25% i de 2 første år efter omlægning. Fra 1. Januar 2000: maks. 10%, henholdsvis 20% i de 2 første år efter omlægning. Ikke-drøvtyggere: maks. 25%. Fra 1. Januar 2000: maks. 20%	Drøvtyggere: Indtil 31.12.1999: maks. 15%, dog 25% i de 2 første år efter omlægning. Indtil 31.12.2004: maks. 10%, henholdsvis 20% i de 2 første år efter omlægning. Efter 01.01.2005: maks. 5%, henholdsvis 15% i de 2 første år efter omlægning. Ikke-drøvtyggere: Som for drøvtyggere
Gødningsimport	Økologiske gødninger	Samme regler som for anvendelse af egen husdyrgødning jf. Plantedirektoratets Vejledning og Skemaer for mark og gødningsplan m.v.	Maks. svarende til 1,4 DE/ha i gennemsnit og maks. 2,8 DE/ha på den enkelte mark
	Ikke-økologiske gødninger	Maks. 25% af afgrødernes N-behov beregnet som min. udnyttet N i planperioden jf. Plantedirektoratets Vejledning og Skemaer for mark og gødningsplan m.v.	Maks. svarende til 0,55 til 0,8 DE/ha i gennemsnit afhængigt af indkøb af konventionelt foder. (1 DE = 100 kg total N og 20 kg total P)

3.2 Produktion og anvendelse af husdyrgødning og organisk affald fra industri og byer

I et notat om fordele og ulemper ved kompostering og bioforgasning, som midler til at tilbageføre organisk affald til landbruget, har Miljøstyrelsen (1998b) opgjort mængderne for hovedtyperne af organiske affaldsprodukter, indholdet af kvælstof og fosfor samt de mængder, der i 1996 anvendtes til jordbrugsmæssige formål. Denne opgørelse er vist i tabel 3.2.

Af tabel 3.2 fremgår, at i forhold til husdyrgødning udgør byernes og industriens organiske affald kun en lille mængde (15% af den samlede mængde i foreliggende stof og 22% i tørstof). Samtidig ses det, at husdyrgødningen og de orga-

niske restprodukter fra industrien allerede udnyttes omkring 100%, mens ca. 97% af haveparkaffaldet udnyttes. De største problemer knytter sig således til recirkulationen af spildevandsslam (69% udnyttelse i 1996) og kildesorteret husholdningsaffald (10% udnyttelse i 1996). Disse affaldstyper er de mest sammensatte og derfor ofte de mest forurenede affaldsprodukter.

Nedenfor skal der kort knyttes nogle kommentarer til Miljøstyrelsens opgørelse af industriens og byernes affaldstyper i relation til deres anvendelse i konventionelt og økologisk landbrug, mens der i afsnit 3.3 vil blive redegjort for hvilke særlige krav, der er til anvendelse af de forskellige affaldsprodukter i økologisk jordbrug i forhold til konventionelt jordbrug.

Tabel 3.2 Årsproduktion af organiske affaldsstoffer i relation til anvendelse i jordbruget i 1996. De angivne mængder af N og P er baseret på gennemsnitsbetragtninger. (Miljøstyrelsen, 1998b).

Affaldstype	Våd vægt produceret pr år			Tør vægt produceret pr. år		Kvælstof pr. år		Fosfor pr. år		Jordbrugsanvendelse	
	t FS	%	gns. TS-%	t TS	%	t N	%	t P	%	%	
Husdyrgødning	32.000.000	1)	85	8,9	2.848.000	78	270.000	94,0	49.000	86,0	100
Kommunalt spildevandsslam	1.120.000		3	13,8	154.000	4	6.751	2,4	5.167	9,0	69
Kildesorteret org. husholdningsaffald	350.000	2)	1	35,0	122.500	3	1.400	0,5	350	0,6	10
Have-parkaffald	401.000		1	80,0	320.800	9	4.000	1,4	240	0,7	97
Org. restprodukter fra industrien	3.900.000		10	5,7	222.300	6	4.200	1,5	2.200	3,9	100 ³⁾
I ALT	37.771.800				3.667.600		286.351		56.957		

FS: Foreliggende stof

TS: tørstof

- 1) Normtal for husdyrgødning 1997.
- 2) 350.000 t svarer til 20-25% af den totale mængde dagrenovation og udgør den mængde, der i praksis vurderes at ville kunne indsamles på landsplan. Det teoretiske potentiale er ca. 650.000 t årligt.
- 3) De 100% dækker den jordbrugsmæssige anvendelse. Se i øvrigt bemærkninger under afsnittet "Organisk affald fra industrien".

Organisk affald fra industrien

Den samlede årlige produktion af organisk affald fra levnedsmiddelindustri, foderindustri og andre industrier, som producerer organisk affald, udgør ca. 8.466.000 t (1.598.000 t TS), og heraf udnyttes 99% (98% af TS). De 3.900.000 t, som er medtaget i tabel 3.2, svarer til ca. 46% (våd vægt) af den samlede mængde og er den andel af industriens organiske affaldsstoffer, der anvendes som gødning i jordbruget (Andreasen *et al.*, 1997). I relation til økologisk jordbrug er de tre vigtigste gødningsprodukter fra industrien kartoffelfrugtsaft, vinasse og pressesaft fra tørringsindustrien. Der foreligger imidlertid ingen opgørelser over hvor meget, der recirkuleres af de forskellige industriaffaldsprodukter i økologisk jordbrug.

Organisk affald fra husholdningerne

Husholdningernes affaldsprodukter, som kan recirkuleres i jordbruget, er have-parkaffald, kildesorteret organisk husholdningsaffald samt spildevandsslam.

Have-parkaffald

Have-parkaffaldet kan recirkuleres i form af flis og kompost. Langt den overvejende del af have-parkaffaldet recirkuleres i dag som jordforbedringsmiddel i private haver, parker og anlæg, samt til etablering af vejanlæg og afdækning af lossepladser, mens kun en lille del, (ca. 17.900 t i 1996) recirkuleres i jordbruget (Rendan, 1997). En væsentlig årsag hertil er formodentlig, at indholdet af organisk stof og planteneringsstoffer er meget lavt. Af samme årsag er have-parkaffaldskompost heller ikke særlig interessant for de økologiske landmænd, bortset fra anvendelse til iblanding i voksemedier til produktion af udplantningsplanter og lignende.

Kildesorteret husholdningsaffald

En del kommuner har indført hjemmekompostering af kildesorteret vegetabilsk husholdningsaffald, og i 1996 blev der komposteret 20.500 - 22.000 t organisk husholdningsaffald ved hjemmekompostering eller kompostering i små decentrale anlæg med lokal anvendelse (Rendan, 1997). Disse mængder er uinteressante i relation til byland kredsløbet, men betragtelige i forhold til den mængde, der behandles på større, centrale anlæg. I

1996 blev der på centrale anlæg komposteret ca. 27.000 t organisk husholdningsaffald iblandet ca. 43.000 t have-parkaffald som strukturmateriale (i alt ca. 70.000 t), mens der i biogasanlæg blev behandlet knap 7.000 t organisk husholdningsaffald iblandet ca. 94.000 t husdyrgødning (Rendan, 1997). Af de 70.000 t organisk husholdningsaffald og have-parkaffald produceredes i 1996 ca. 22.000 t kompost, hvoraf kun 1.800 t afsattes til landbruget.

I øjeblikket er der så vidt vides ingen afsætning af kompost af kildesorteret husholdningsaffald til økologisk jordbrug. Komposteringsanlægget AFAV I/S ved Frederikssund har tidligere afsat et par tusinde ton om året til økologer, men i øjeblikket er indholdet af Cu i komposten for højt (81 mg/kg TS) i forhold til de grænseværdier, der er angivet for tungmetallindhold i kompost af kildesorteret husholdningsaffald i EU's Økologiforordning, 1991, jf. tabel 3.3 (personlig kommunikation med AFAV I/S).

Spildevandsslam

Kommunalt spildevandsslam udgør i våd vægt langt den største mængde organisk affald fra byerne. Samtidig er spildevandsslammet den "byaffaldstype", der er mest belastet med tungmetaller, miljøfremmede stoffer, parasitter og patogener. I 1996 anvendtes 69% af spildevandsslammet i jordbruget svarende til alt spildevandsslam, som kunne overholde de danske miljøkrav jf. tabel 3.3. Siden har interessen fra landbruget været stærkt dalende, bl.a. fordi der fra landbrugsside har været usikkerhed om indholdet og effekten af de miljøfremmede stoffer samt myndighedernes kontrol af slammet. Samtidig har kommunerne ønsket at gøre sig mere uafhængige af landbrugets medvirken. Ifølge en rundspørge til kommunerne forventes andelen, der vil blive udbragt på landbrugsjord, at falde helt ned til 20-25% (Wejdling, 1998).

Det er ikke tilladt at anvende spildevandsslam i økologisk jordbrug i henhold til EU's Økologiforordning, Annex II A 1997, og dette forbud vil næppe blive ændret i fremtiden grundet spildevandsslammets belastning med tungmetaller og miljøfremmede stoffer samt hygiejniske betæneligheder. Miljøstyrelsen har foretaget en undersø-

gelse over andelen af slam, som kan overholde forskellige tungmetallværdier (Miljøstyrelsen, 1998a). Den viser, at i 1996 kunne omkring 5% af den samlede slammængde overholde de grænseværdier for henholdsvis Zn, Cu, Cd og Hg, der er fastsat for kompost af kildesorteret husholdningsaffald i EU Økologiforordningens Annex II A, 1997 (tabel 3.3). Mængden, der i praksis ville kunne anvendes ud fra disse kriterier, forudsat at anvendelse af spildevandsslam havde været tilladt, er formodentlig væsentligt lavere, da alle værdierne skal kunne overholdes samtidigt.

Med hensyn til indholdet af smittekim gøres der herhjemme meget lidt for at hygiejniserer spille-

vandsslam inden udbringning på landbrugsjord. Kravene til en kontrolleret hygiejniserer er angivet i "Slambekendtgørelsen", 1996. Hygiejniseringskravet kan enten opfyldes ved en behandling i hygiejnisererstank (ved 70°C i minimum 1 time), ved en termofil udrådning i reaktor (ved nærmere fastsatte temperatur- og tidskombinationer), eller ved en kalkbehandling ved pH 12 i minimum 3 måneder. En mere udførlig redegørelse for de miljømæssige og økologiske lovgivningskrav vedrørende anvendelse af "bygødninger" i økologisk jordbrug kan findes i rapporten "Recirkulering af næringsstoffer fra by til land?" redigeret af Jakob Magid (1998).

Tabel 3.3 Grænseværdier for indhold af tungmetaller og miljøfremmede stoffer i organiske by- og industriaffaldsstoffer til anvendelse i landbruget i henhold til "Slambekendtgørelsen", 1996 (1996) og EU Økologiforordningens Annex II A, 1997: Kompost af kildesorteret husholdningsaffald.

Tungmetaller: Grænseværdier Element:	"Slambekendtgørelsen", 1996		EU Økologiforordningens Annex II A, 1997 mg/kg TS
	mg/kg TS	mg/kg total-P	
Cd	0,8/0,4 fra 2000	200	0,7
Cr	100	-	70 (Cr VI: 0)
Cu	1000	-	70
Hg	0,8	200	0,4
Ni	30	5000	25
Pb	120	10000	45
Zn	4000	-	200
Miljøfremmede stoffer: Afskæringsværdier	Indtil 30.juni 2000 mg/kg TS	Efter 30. Juni 2000 mg/kg TS	
LAS	2600	1300	
PAH	6	3	
NPE	50	10	
DEHP	100	50	

LAS: Lineære AlkylbenzenSulfonater som sum (Tensider)

PAH: PolyAromatiske Hydrocarboner: Acenaphthen, Phenanthren, Fluoranthren, Pyren, Benzfluoranthener (b+j+k), Benz(a)pyren, Benz(ghi)perylene, Indeno(1,2,3-cd)pyren.

NPE: Nonylphenol + Nonylphenolethoxylater med 1-2 ethoxygrupper (Tensider)

DEHP: Di(2-ethylhexyl)phthalat (Blødgører)

I henhold til Miljøstyrelsens opgørelse over spildevandsslam for 1996 (Miljøstyrelsen, 1998a) blev

der hygiejniseret 10.135 t spildevandsslam (våd vægt) svarende til 0,9% af den totale slammængde (2.480 t TS svarende til 1,5% på tørstofbasis). Det fremgår ikke af opgørelsen, hvor meget af dette slam der er hygiejniseret med kalk (formodentlig det meste), henholdsvis ved opvarmning/termofil behandling. Ved regelmæssig tilførsel af spildevandsslam til landbrugsjorden er hygiejnisering ved opvarmning/termofil behandling at foretrække, da gentagen tilførsel af store mængder kalk kan have negativ indflydelse på jordens pH-værdi.

Separat opsamlet urin og fæces

Der er en stigende erkendelse af, at den nuværende form for spildevandshåndtering har en række store ulemper. Blandt andet giver sammenblandingen af mange forskellige affaldsprodukter fra industrien og husholdningerne øget risiko for overskridelse af grænseværdierne for indholdet af tungmetaller og afskæringsværdierne for miljøfremmede stoffer, og de rensemetoder, der anvendes, fører til tab af en stor del af kvælstoffet til luften ved denitrifikation og tab af næsten alt kalium til vandmiljøet.

I Sverige, men også enkelte steder herhjemme, er der derfor opstået interesse for indførelse af separations- og behandlingsmetoder, som kan reducere vandforbruget og samtidig tilvejebringe mindre belastede gødningsprodukter med et højere og mere velafbalanceret indhold af næringsstoffer (Schönbeck, 1996; Boisen, 1995; Naturvårdsverket, 1995).

Her tænkes især på installation af vandbesparende separationstoiletter med separat opsamling af urin og fæces. Af disse to produkter udgør separat opsamlet human urin langt den største mængde, og den overvejende del af de næringsstoffer, vi udskiller, findes heri (se tabel 3.4). I modsætning hertil udgør fæcesfraktionen kun en lille del (Wohlgast, 1993).

Tabel 3.4 Næringsstofudskillelse i urin og fækaler pr. person i kg/år (Wohlgast, 1993).

Kg/person/år	Urin	Fækaler
Vådvægt	500	50
N	5,6	0,09
P	0,4	0,19
K	1,0	0,17

Det er i øjeblikket ikke tilladt at anvende separat opsamlet human urin i økologisk jordbrug.

3.3 Lovkrav for anvendelse af ikke-økologiske gødninger i økologisk jordbrug

I henhold til EU's Økologiforordning, 1991 er det kun visse typer af ikke-økologiske gødninger, det er tilladt at anvende i økologisk jordbrug. Disse gødninger og de nærmere betingelser for deres anvendelse er specificeret i Forordningens Annex II A: Produkter, der undtagelsesvis må anvendes til jordbehandling og gødsning, og i Plantedirektoratets Økologivejledning. Annex II A revurderes løbende med heraf følgende ændringer i Plantedirektoratets Økologivejledning, og på tidspunktet for udarbejdelsen af denne artikel gælder EU Økologiforordningens Annex II A, 1997 og Plantedirektoratets Økologivejledning, 1997.

Følgende ikke-økologiske gødninger og jordforbedringsmidler må anvendes uden forudgående tilladelse fra Plantedirektoratet:

- Fast husdyrgødning inkl. tørret fjerkrægødning fra ekstensive brug (< 2 DE/ha)

- Komposteret fast husdyrgødning, gylle og ajle fortyndet med vand fra ekstensive og intensive, men ikke jordløse husdyrbrug samt bioforgasset (kontrolleret gæret) husdyrgødning fra anlæg, som ikke behandler spildevandsslam
- Organiske produkter eller biprodukter af vegetabilsk oprindelse til gødsning (f.eks. mel af olieåger/skrå, kakaoskaller, maltspirer etc.)
- Savsmuld, træflis, komposteret bark og træaske af træ, som ikke er kemisk behandlet efter fældning
- Kompost fra svampedyrkning, hvor substratet er sammensat af produkter fra denne liste
- Ekskrementer fra orme (ormekompost og insekter)
- Vinasse og vinasseekstrakt undtagen vinasse fra salmiakproduktion
- Ler (perlit, vermiculit, mv.)
- Blød råfosfat (Cd-indhold maks. 40 mg/kg P) og aluminiumcalciumfosfat (Cd-indhold maks. 40 mg/kg P og kun på basisk jord, pH > 7,5)
- Calciumsulfat (gips, naturligt forekommende)
- Calciumcarbonat og magnesiumcarbonat (naturligt forekommende, f.eks. kridt, mergel, pulveriseret kalksten, algekalk, fosfatholdig kalksten, dolomitkalk m.v.)
- Stenmel
- Tørv (kun i gartnerier, til blomster og trædyrkning, i planteskoler)

Følgende affaldsprodukter fra industrien og husholdningerne må anvendes som ikke-økologiske gødninger og jordforbedringsmidler forudsat, at behovet er anerkendt af Plantedirektoratet, dvs. at der er søgt og opnået tilladelse inden udbringningen:

- Komposteret blanding af vegetabilsk materiale, f.eks. haveaffald
- Følgende produkter eller biprodukter af animalsk oprindelse: blodmel, hovmel, hornmel, benmel eller aflimet benmel, stenkul, fiskemel, kødmel, fjermel, uld og skind (forudsat at koncentrationen af Cr VI i tørstoffet er 0), hår, børster og mælkeprodukter
- Kompost af kildesorteret husholdningsaffald bestående af vegetabilsk og animalsk affald og produceret i et lukket og overvåget indsam-

lingssystem, som er godkendt af Medlemsstaten. Produktet må kun anvendes i en periode, som udløber d. 31.03.2002, og indholdet af tungmetaller må ikke overstige de værdier, som er angivet i EU Økologiforordningens Annex II A, 1997 (jf. tabel 3.3)

- Alger og algeprodukter (kun når de er fremkommet ved fysisk behandling, ved ekstraktion med vand, fortyndet syre eller base eller ved gæring)
- Kalkslam fra sukkerfabrikker. Må kun anvendes indtil 31.03.2002

Derudover er følgende handelsgødninger tilladte forudsat, at behovet er anerkendt af Plantedirektoratet:

- Guano
- Thomasslagger, kaliumråsalt, kaliumsulfat med magnesiumsulfat
- Magnesiumsulfat (naturligt forekommende)
- Calciumklorid (behandling af blade på æbletræer efter påvist calciummangel)
- Rent svovl
- Mikronæringsstoffer
- Natriumklorid

Kriterierne for anvendelse af de forskellige affaldsstoffer fra det konventionelle landbrug, industrien og byerne er ikke fastsat med henblik på at fremme recirkulationen af disse affaldsstoffer i økologisk jordbrug, men primært ud fra en tankegang om, at produkterne skal være så ubelastede som muligt. De krav, der er opstillet for behandling/anvendelse af nogen af produkterne, kan imidlertid være en direkte hindring for en øget recirkulation af overskydende affaldsstoffer til økologisk jordbrug, uden at kravene nødvendigvis garanterer mindre miljøbelastning eller "renere" økologiske produkter. Dette gælder bl.a. for anvendelsen af ikke-økologiske husdyrgødninger i økologisk jordbrug.

Økologisk jordbrug som aftager af overskydende husdyrgødning

Flere af de krav, der er opstillet for anvendelse af konventionel husdyrgødning i økologisk jordbrug, er med til at begrænse økologisk jordbrugs rolle

som aftager af overskydende husdyrgødning fra konventionelle husdyrbrug.

Fast husdyrgødning

Det gælder bl.a. kravet om, at fast husdyrgødning (inkl. tørret fjerkrægødning) skal komme fra konventionelle, ekstensive husdyrbrug med under 2 DE/ha, selv om det næppe er de ekstensive brug, der har størst behov for at afsætte overskydende fast husdyrgødning. Kravet kan derfor medføre, at husdyrgødning skal transporteres over større afstande, hvilket medfører ekstra forbrug af energi.

Kravet om, at fast husdyrgødning fra intensive husdyrbrug skal komposteres virker unødvendigt, når der ikke er nogen krav til processen, f.eks. at der skal opnås en vis hygiejnisering af produktet. Samtidig medvirker komposteringsprocessen til ekstra ressourceforbrug (til vending og flytning af komposten) og forurening i form af ammoniakfordampning og eventuelt nedsvivning, hvis der ikke etableres en funderet komposteringsplads. Kravet er således imod den økologiske målsætning om at reducere forbruget af ikke-fornybare ressourcer og undgå forurening. I øvrigt er der ingen garanti for, at ekstensive husdyrbrug < 2 DE/ha generelt har et mindre forbrug af medicin, vækstfremmere og pesticider end intensive brug > 2 DE/ha.

Flydende husdyrgødning

Kravet om at "konventionel" gylle fra ekstensive og intensive brug skal fortyndes med regnvand og skyllevand er imod de økologiske målsætninger om at reducere ressource- og energiforbruget, undgå forurening og bevare jordens frugtbarhed. Kravet medfører, at gylle, som er miljøvenligt opbevaret i lukkede gyllebeholdere, vil skulle fortyndes med 50% vand før udbringning i økologiske brug. Herved forbruges rent vand samt brændstof til ekstra udkørsel med heraf følgende ekstra luftforurening og unødigt trykning af jorden.

Husdyrgødning fra biogassællesanlæg

Et andet problem kan opstå i forbindelse med anvendelse af bioforgasset husdyrgødning fra biogassællesanlæg, idet det ikke er tilladt at anvende husdyrgødning og gylle fra jordløse brug i øko-

logisk jordbrug. Biogassællesanlæggene behandler gødning fra mange bedrifter, hvoraf nogen kan være jordløse (f.eks. æg- og kyllingeproducenter samt minkfarme). Herved bliver de økologiske jordbrugere let afskåret fra at anvende konventionel husdyrgødning fra biogassællesanlæg, selv om gødningen herfra i hygiejnisk henseende er af langt højere kvalitet end ubehandlet gødning, ligesom de økologiske husdyrproducenter også er afskåret fra at levere gødning til biogassællesanlæg, hvorved de ellers kunne bidrage til produktionen af vedvarende energi.

Regnormekompost

På baggrund af ovennævnte meget restriktive krav til anvendelse af konventionel husdyrgødning kan det undre, at det er tilladt at anvende regnormekompost uden forudgående godkendelse og uden krav til, hvilke affaldsprodukter komposten er fremstillet af.

Økologisk jordbrug som aftager af vegetabiliske affaldsstoffer fra fødevarer- og levnedsmiddelindustrien m.m.

Vegetabiliske affaldsstoffer

Det er i øjeblikket tilladt at anvende vegetabiliske biprodukter fra fødevarer- og foderindustrien, herunder kartoffelrugtsaft, vinasse og pressesaft fra tørringsindustrien uden indhentning af tilladelse fra Plantedirektoratet. Dette favoriserer anvendelsen af disse affaldsprodukter i økologisk jordbrug i forhold til andre produkter, som f.eks. animalske affaldsprodukter fra industrien og kompost af have-parkaffald eller alger og algeprodukter, hvis anvendelse kræver en forudgående ansøgning om tilladelse til at anvende det/de pågældende produkter.

Det er imidlertid usikkert, om det også i fremtiden vil være tilladt at anvende vegetabiliske affaldsprodukter efterhånden som anvendelsen af genmodificerede planter og mikroorganismer (GMO) må forventes at blive mere udbredt i det konventionelle landbrug og i fødevarer- og fodermiddelindustrien.

I henhold til Plantedirektoratets Økologi-vejledning, 1997 er det forbudt at anvende foder-

stoffer og enzymer eller aminosyrer, som indeholder eller er fremstillet på grundlag af genetisk modificerede organismer. Forbudet gælder dog ikke for ikke-økologiske gødninger. Det gør det imidlertid i henhold til LØJ's avlsregler, der forbyder al anvendelse af GMO-produkter, bortset fra medicin fremstillet af genetisk modificerede organismer, hvis der ikke kan findes andre alternativer.

Det er endnu uafklaret, om forbuddet om anvendelse af GMO og produkter heraf, som indføres i EU's Økologiforordning, 1991 med vedtagelsen af EU-regler for økologisk husdyrproduktion, også vil komme til at gælde for ikke-økologiske gødninger. Codex alimentarius forslaget (Alinorm 99/22, 1998), som forventes vedtaget i 1999, og som kommer til at gælde for al international handel med økologiske produkter inden for WTO (World Trade Organisation), forbyder alle materialer og/eller produkter, der indeholder eller er produceret af GMO, i dyrkningen af økologiske produkter, og dette må vel også omfatte ikke-økologiske gødninger. Det er imidlertid endnu uklart, hvor bredt denne formulering vil blive tolket.

Halmaske

Det er tilladt at anvende ikke-økologisk savsmuld, træflis, komposteret bark og træaske uden indhentning af tilladelse fra Plantedirektoratet, mens halm og halmaske ikke er nævnt. Halm kan imidlertid defineres som et "organisk produkt eller biprodukt af vegetabilsk oprindelse", mens halmaske ikke er nævnt specifikt, hvorfor det ikke er tilladt at anvende i Danmark.

Træaske og især halmaske har et højt indhold af kalium (i gennemsnit henholdsvis 5 og 10% af TS), og der produceres store mængder af aske fra decentrale halm- og flisfyrede kraftvarmeværker. Denne aske burde kunne recirkuleres i økologisk jordbrug, hvor især bedrifter med grønsagsproduktion har behov for tilførsel af kalium.

Som nævnt er det kun tilladt at anvende træaske, og tilladelsen er underlagt de almindelige miljøreg-

ler, som er angivet i "Slambekendtgørelsen" (1996). I henhold hertil må grænseværdien for Cd ikke overstige 0,8 mg/kg TS, eller 200 mg/kg P indtil 30.06.2000, hvorefter grænseværdierne reduceres til det halve (se tabel 3.3.). Derudover kræver anvendelse af træ- og halmaske til jordbrugsformål en tilladelse fra det pågældende amt.

I prøver fra 9 flisfyrede og 26 halmfyrede værker fandt Morsing og Westborg (1994), at medianværdien for indholdet af Cd var dobbelt så høj i flisaske (4 mg/kg TS) som i halmaske (1,8 mg/kg TS). Samtidig fandt de et betydeligt højere Cd-indhold i halmflyveaske (5 - 12 mg/kg TS) end i halmbundaske/slagge (< 1 mg/kg TS).

Da halm- og træaske således har et for højt indhold af Cd, er det ikke tilladt at anvende produkterne i jordbruget, med mindre der kan opnås dispensation fra Miljøstyrelsen. Ud fra miljø- og ressourcemæssige betragtninger burde det imidlertid være muligt at recirkulere asken af den halm, som dyrkes på markerne. Anvendelsen i økologisk jordbrug kunne for eksempel begrænses til kun at omfatte aske svarende til de mængder konventionel halm, der normalt indføres på økologiske kvægbrug med dybstrøelsesstalde, dvs. maks. ca. 3 t/ha ved 1,4 DE/ha (personlig kommunikation med Ib Sillebak Kristensen, Afd. for Produktionssystemer, DJF). Ved anvendelse af Morsing og Westborgs (1994) medianværdier svarer 3 t halm/ha til en tilførsel af ca. 26 kg K og 180 mg Cd/ha, eller tilførsel af ca. 100 kg halmaske/ha. Alternativt kunne den øvre grænseværdi fastsættes i forhold til, hvor meget kalium den pågældende afgrøde bortfører, dog under hensyntagen til den pågældende askes Cd indhold.

Til sammenligning skal det nævnes, at der med handelsgødning med et maks. tilladeligt indhold på 110 mg Cd/kg P (Miljøministeriet, 1989) kan tilføres op til 2,2 g Cd/ha/år i konventionelt landbrug ved udbringning af 20 kg P/ha. (I henhold til Plantedirektoratet (1997b) er den anbefalede mængde P-gødning til de fleste landbrugsafgrøder 20 kg P/ha).

Økologisk jordbrug som aftager af animalske affaldsstoffer fra fødevarer- og levnedsmiddelindustrien m.m.

Al anvendelse af affaldsstoffer af animalsk oprindelse skal godkendes af Plantedirektoratet, og de produkter, det er tilladt at anvende i økologisk jordbrug, er angivet meget specifikt i EU Økologiforordningens Annex II A, 1997. I henhold hertil vil det således ikke være tilladt at anvende husdyrgødning fra biogasfællesanlæg, som også får tilført slagteriaffald, f.eks. animalsk fedt samt andet affald af animalsk oprindelse. Dette er ofte tilfældet, da disse affaldsprodukter har en gavnlig indflydelse på biogasproduktionen.

Plantedirektoratet tolker dog reglerne således, at mave-tarmindhold fra slagteriernes produktion i nogle tilfælde kan sidestilles med husdyrgødning, men det afhænger af opsamlingsmetoden, indholdet og anvendelsen af rengøringsmidler, som vurderes i hvert enkelt tilfælde. Alle andre animalske affaldsstoffer, som ikke specifikt er nævnt i EU Økologiforordningens Annex II A, 1997, kan ikke accepteres. Disse begrænsninger medfører, at afgassede gødningsprodukter fra biogasanlæggene i de fleste tilfælde ikke vil kunne recirkuleres i økologisk jordbrug til trods for, at produktet er hygiejniseret og ofte har en bedre næringsstofsammensætning end de enkelte husdyrgødninger hver for sig.

Økologisk landbrug som aftager af byernes/husholdningernes affald

Have-parkaffaldskompost

Anvendelse af kompost af vegetabilsk materiale, som f.eks. have- og parkaffald, kræver indhentning af tilladelse fra Plantedirektoratet, selv om have-parkaffaldskompost ikke er omfattet af de almindelige miljøregler for anvendelse af affaldsstoffer i jordbruget jf. "Slambekendtgørelsen", 1996.

I relation til økologisk jordbrug er have-parkaffaldskompost imidlertid af mindre interesse, da indholdet af næringsstoffer og organisk stof generelt er lavt.

Kompost af kildesorteret organisk husholdningsaffald

Kildesorteret organisk husholdningsaffaldskompost er i øjeblikket den eneste "byaffaldstype", det er tilladt at anvende i økologisk jordbrug. Godkendelsen gælder dog foreløbig kun frem til 31.03.2002. De største hindringer for recirkulationen af kildesorteret dagrenovationskompost i økologisk jordbrug i øjeblikket, er kvaliteten af den producerede kompost.

Det er generelt et problem for komposteringsanlæggene at overholde grænseværdien for Cu på 70 mg/kg TS i EU Økologiforordningens Annex IIA, 1997, selv om indholdet normalt ligger lavere end i kvæggylle og meget lavere end i svinergyll. Middelværdien for indholdet af Cu i perioden 1995-97 var for kvæggylle 146 mg Cu/kg TS (209 analyser) og for svinergyll 597 mg Cu/kg TS (613 analyser), (Birkmose, 1996, Birkmose, T., Landbrugets Rådgivningscenter og Petersen, J., Afd. for Plantevækst og Jord, DJF, 1998: personlig kommunikation). Alligevel er det tilladt at anvende kvæg- og svinergyll i økologisk jordbrug uden restriktioner med hensyn til tungmetalindholdet.

Derudover kan der blive problemer med at overholde grænseværdien for Pb på 45 mg/kg TS i EU Økologiforordningens Annex II A, 1997 og den danske tungmetalgrænseværdi for Cd på 0,4 mg/kg TS fra år 2000, især for kompostprodukter som indeholder større mængder haveaffald (Kjølholt *et al.*, 1998). Med hensyn til indholdet af miljøfremmede stoffer kan det blive vanskeligt at overholde den fremtidige danske afskæringsværdi for DEHP på 50 mg/kg TS for kompostprodukter, som overvejende er fremstillet af kildesorteret husholdningsaffald (Kjølholt *et al.*, 1998).

Bioforgasset kildesorteret husholdningsaffald

Det er i øjeblikket ikke tilladt at anvende bioforgasset kildesorteret husholdningsaffald i henhold til EU Økologiforordningens Annex II A, 1997. I forbindelse med en igangværende revision af Annex II A har Sverige imidlertid foreslået, at bioforgasset kildesorteret husholdningsaffald optages i annekset forudsat, at materialet er hygiejniseret og kan overholde grænseværdierne for kompost af kildesorteret organisk husholdningsaffald. I øjeblikket er det meget begrænsede mængder or-

ganisk husholdningsaffald, der behandles i danske biogasanlæg, ca. 7.000 t/år. Heraf sambehandles ca. 1.500-2.500 t med spildevandsslam, hvorfor det afgassede produkt ikke vil kunne anvendes i økologisk jordbrug.

Regeringen ønsker imidlertid at opprioritere sambehandling af kildesorteret husholdningsaffald og husdyrgødning i biogafællesanlæg pga. de energi- og miljømæssige fordele i forhold til kompostering (Miljø- og Energiministeriet, 1998a). Det er derfor vigtigt, hvis der skal etableres en fremtidig recirkulation af kildesorteret husholdningsaffald i økologisk jordbrug, at EU-reglerne giver mulighed for denne udvikling.

GMO og kildesorteret husholdningsaffald

Et andet og meget væsentligt problem for en fremtidig recirkulation af kildesorteret husholdningsaffald er GMO-problematikken. Hvis forbudet mod anvendelse af genmodificerede organismer og produkter heraf kommer til at omfatte ikke-økologiske gødninger vil det, trods begrænset anvendelse af GMO-produkter i Danmark, blive umuligt at garantere, at kompost eller bioforgasset kildesorteret husholdningsaffald er GMO-fri. Dette skyldes, at husholdningsaffaldet kan indeholde importerede fødevarer, som er genetisk modificerede eller indeholder produkter, som er fremstillet af genetisk modificerede organismer.

Spildevandsslam

Det bliver næppe tilladt at anvende spildevandsslam i økologisk jordbrug, da der er stor modstand mod anvendelse af spildevandsslam i så godt som alle EU-medlemslande, dels pga. de miljømæssige og hygiejniske aspekter, og dels af hensyn til den økologiske forarbejdningsindustri og forbrugerne, som ønsker økologiske produkter af høj kvalitet, hvilket bl.a. udelukker brug af spildevandsslam.

Human urin

I økologiske kredse i de skandinaviske lande er der derimod interesse for at anvende separat opsamlet human urin, som er en gødning med et forholdsvis højt og afbalanceret næringsstofindhold med lavt indhold af smittekim i forhold til spildevandsslam og fækalier. Det svenske Smitt-

skyddsinstitutet mener således, at 6 måneders lagring skulle være tilstrækkelig til, at separat opsamlet human urin kan anvendes uden restriktioner, mens Miljøstyrelsen ud fra deres nuværende videngrundlag sidestiller human urin med ubehandlet spildevandsslam, hvilket medfører, at human urin kun kan anvendes uden hygiejnisk begrundede restriktioner, hvis slutproduktet er kontrolleret hygiejniseret (Miljøstyrelsen, 1997b).

Separat opsamlet human urin er i øjeblikket ikke opført i EU Økologiforordningens Annex II A, 1997, men Danmark har i forbindelse med den igangværende revision af Annex II A stillet forslag om, at human urin optages under forudsætning af, at de grænseværdier, som gælder for tungmetallindholdet i kompost af kildesorteret husholdningsaffald, kan overholdes.

Mulige problemer i forbindelse med recirkulation af human urin i økologisk jordbrug er dels de hygiejniske aspekter, som endnu ikke er klarlagte, dels indholdet af miljøfremmede stoffer i form af medicinrester og rengøringsmidler, som endnu ikke er undersøgt.

3.4 Muligheder for at øge recirkulationen af næringsstoffer

Det må konkluderes, at økologisk jordbrug i øjeblikket ikke medvirker i nævneværdig grad til løsning af det konventionelle landbrugs og det øvrige samfunds problemer med recirkulation af næringsstoffer i jordbruget. Her tænkes dels på overskudsgødning fra intensive og jordløse landbrug, dels på byernes organiske affald og spildevandsslam samt på affaldsprodukter fra industrien, som er egnede til gødningsformål.

Dette skyldes i høj grad de regler, der er fastsat af EU for anvendelse af ikke-økologiske gødninger i økologisk jordbrug samt i nogle tilfælde en restriktiv tolkning af reglerne i Plantedirektoratet (f.eks. med hensyn til anvendelse af afgassede produkter fra biogafællesanlæg).

Samtidig er de nuværende EU-krav til ikke-økologiske gødninger på flere måder i modstrid

med de økologiske målsætninger om at begrænse ressourceforbruget og forurene mindst muligt.

De danske miljøregler kan også lægge hindringer i vejen, idet de fosfor- og tørstofrelaterede grænseværdier i høj grad favoriserer gødninger med højt P-indhold (spildevandsslam) eller højt indhold af organisk stof. Dette betyder, at visse gødningstyper (f.eks. halmasker eller moden kompost med et lavt indhold af organisk stof) ikke vil kunne anvendes, selv om den tilførte mængde afstemmes, så der ikke tilføres større mængder tungmetaller pr. ha, end hvis der tilføres halm eller umoden kompost. Herved udelukkes recirkulation af væsentlige gødningsressourcer, som kunne være til stor gavn i økologisk jordbrug.

Det anbefales derfor, at der foretages en nærmere vurdering af de økologi- og miljøregler, der har betydning for anvendelsen af forskellige ikke-økologiske affaldsprodukter til gødningsformål i økologisk jordbrug. Vurderingen bør tage udgangspunkt i de økologiske målsætninger, miljø-, energi- og ressourcebetragtninger samt forbrugernes og forarbejdningsindustriens krav til produktkvaliteten af økologiske fødevarer.

Bla. bør det vurderes, om de danske miljøregler kan gøres mere fleksible ved, at de tørstof- og P-baserede grænseværdier for tungmetallindhold suppleres med maksimumgrænser for tilførsel af tungmetaller pr. arealenhed (som i Finland, Norge og Sverige), idet det i sidste ende er mængden af tungmetaller, der tilføres pr. arealenhed, der har betydning for, om der sker ophobning i jorden.

For mange affaldsstoffers vedkommende vil det i fremtiden blive umuligt at give en garanti for, at produkterne er 100% fri for GMO eller GMO-produkter. Det kan derfor risikeres, at økologisk jordbrug inden for en overskuelig fremtid vil være henvist til kun at anvende økologiske og uorganiske gødninger. Dette kan blive resultatet, hvis forbudet mod GMO og GMO-produkter, som introduceres i forbindelse med vedtagelsen af EU's forslag til regler for økologisk husdyrproduktion, også kommer til at omfatte ikke-økologiske gødninger. LØJ's avlsregler indeholder allerede et sådant forbud.

Det anbefales, at GMO-problematikken i relation til anvendelse af ikke-økologiske gødninger og økologisk jordbrugs målsætninger tages op til bred debat, så det kan klarlægges, om økologisk jordbrug i fremtiden skal have en rolle i recirkulationen af samfundets næringsstoffer, eller, hvis gødninger indeholdende GMO eller GMO-produkter forbydes, hvordan økologisk jordbrug så skal skaffe de nødvendige næringsstoffer i fremtiden.

Det må konstateres, at de organiske affaldsprodukter (kildesorteret husholdningsaffald og spildevandsslam), som byerne frembringer i dag, på flere måder har svært ved at opfylde de kvalitetskrav, som forlanges for ikke-økologiske gødninger til anvendelse i økologisk jordbrug. I øjeblikket er kun kompost af kildesorteret husholdningsaffald godkendt af EU, forudsat at nogle meget restriktive grænseværdier for tungmetaller er overholdt. Det er imidlertid foreslået, at også bioforgasset kildesorteret husholdningsaffald tillades. Kvalitetsproblemerne knytter sig især til indholdet af tungmetaller og miljøfremmede stoffer, men også indholdet af smittekim kan have betydning. Med de omfattende problemer i forbindelse med udbredelsen af *Salmonella* og andre smittekim i landbrugsproduktionen og forarbejdningsindustrierne er risikoen for smittespredning et område inden for økologien, som fortjener mere opmærksomhed i fremtiden.

De danske komposteringsanlæg og biogasfælle-anlæg, som behandler kildesorteret husholdningsaffald, har gjort et stort arbejde for at nedbringe indholdet af tungmetaller og reducere indholdet af smittekim ved kontrolleret kompostering eller hygiejnisering af produktet, og de arbejder fortsat på at forbedre deres produkter.

Værre står det til med spildevandsslammet, som sjældent hygiejniseres og er af meget vekslende kvalitet, hvad angår indholdet af tungmetaller og miljøfremmede stoffer. Samtidig fokuserer de nuværende rensningsmetoder primært på at løse byernes affaldsproblem, mens de ressourcemæssige betragtninger og kvaliteten af produktet kommer i anden række. Dette medfører, at der tabes store mængder af kvælstof og kalium, som kunne

tilbageføres til landbruget. Samtidig frembringes der en meget fosforrig gødning, som det under alle omstændigheder vil være uinteressant for økologerne at aftage, selv hvis anvendelse af spildevandsslam var tilladt, idet de økologiske brug primært har behov for import af kvælstof og kalium.

Der er således behov for nytænkning hvad angår spildevandsbehandling og byøkologi med henblik på at reducere tabet af næringsstoffer og frembringe mindre belastede, og mere velafbalancerede gødningsprodukter, som kan recirkuleres i økologisk jordbrug uden risiko for smittespredning eller negativ påvirkning af produktkvaliteten.

Der er allerede igangsat flere forskningsprojekter til belysning af de forskellige aspekter, som i øjeblikket udgør en hindring for tilbageførslen af byernes affald til jordbruget, især med hensyn til indholdet og effekterne af de miljøfremmede stoffer samt de forskellige behandlingsmetoders indflydelse på nedbrydningen af disse stoffer

(Miljøstyrelsen, 1997a). Disse undersøgelser er af stor interesse for økologisk jordbrug. Der mangler imidlertid forskning og udvikling inden for alternative separeringsmetoder (f.eks. separationstoiletter og køkkenkvarne), hygiejniseringsmetoder (f.eks. biogasanlæg og lagring under forskellige betingelser), samt undersøgelser af gødningsværdien og de alternative affaldsprodukters belastning med tungmetaller og miljøfremmede stoffer, herunder medicinrester.

Det anbefales, at forskningen og udviklingen inden for alternative affaldshåndteringssystemer for byernes affald (især spildevand) fremmes, således at det på længere sigt kan vurderes, om og under hvilke vilkår de nye systemer er et positivt alternativ til tilbageførsel af byernes næringsstoffer til jordbruget i forhold til de nuværende affaldshåndteringssystemer. I en sådan analyse bør inddrages økonomiske såvel som ressource-, energi-, miljø- og sundhedsmæssige overvejelser.

3.5 Referencer

- Alinorm 99/22 1998. Codex Alimentarius Proposal Draft, Alinorm 99/22, Report of the twenty-sixth session of the Codex Committee on food labelling: Draft guidelines for the production, processing, labelling and marketing of organically produced foods. Codex Alimentarius Commission, FAO and WHO.
- Andreasen, P., Pedersen, H., Raben, B. og Nielsen, V.V. 1997. Organiske restprodukter i Industrien. Opgørelse af mængder og anvendelse marts 1997. Miljørapport nr. 397 forventes udgivet ultimo 1998).
- Birkmose, T. 1996. Indholdet af næringsstoffer i gylle i 1995 og 1996. Planteavlsorientering 07/317. Landbrugets Rådgivningscenter.
- Boisen, T. 1995. Alternativ håndtering af spildevand og humant affald. Ph.d. projekt udført ved Fysisk Institut, Danmarks Tekniske Universitet.
- EU 1998. Council Document no. 8697/98, ADD 1 of 20 May 1998: Ammended Proposal for a Council Regulation supplementing Regulation EEC) no. 2092/91 on organic production of agricultural products and indications referring thereto on agricultural products and foodstuffs to include livestock production.
- EU 1997. Commission Regulation EC) No 1488/97 of 29 July 1997 amending Council Regulation EEC) No 2092/91 on organic production of agricultural products and indications referring thereto on agricultural products and foodstuffs.
- EU 1991. Council Regulation EEC) No 2092/91 of June 1991 on organic production of agricultural products and indications referring thereto on agricultural products and foodstuffs.

- Kjølholt, J., Thomsen, C. D. og Hansen, E 1998. Cadmium og DEHP i kompost og bioafgasset materiale. Miljøprojekt nr. 385, 1998.
- LØJ 1998. Avlsregler for Økologisk Jordbrug. Landsforeningen for Økologisk Jordbrug
- Magid, J. 1998. Recirkulering af næringsstoffer fra by til land? Intern rapport, KVL.
- Miljøministeriet 1989. Bekendtgørelse om indhold af cadmium i fosforholdig gødning, nr. 223 af 5. april 1989.
- Miljø- og Energiministeriet 1998. Miljø- og Energiministeriets Redegørelse om affald - Affald 21 af 29. januar 1998.
- Miljø- og Energiministeriet 1996. Bekendtgørelse om anvendelse af affaldsprodukter til jordbrugsformål nr. 823 af 16. september 1996.
- Miljøstyrelsen 1998a. Ferskvands- og spildevandskontoret: Spildevandsslam. Opgørelse for 1996. Rapport af 21. april 1998.
- Miljøstyrelsen 1998b. Notat af 6. Maj 1998 om fordele og ulemper ved kompostering og bioforgasning som midler til at tilbageføre organisk affald til landbruget.
- Miljøstyrelsen 1997a. Notat af 6. Oktober 1997: Oversigt over igangværende projekter vedrørende slam og slamkvalitet.
- Miljøstyrelsen 1997b. Notat fra Vandforsynings- og spildevandskontoret, J.nr. M 3021-0008 af 21. Januar 1997: Vedr. Regelsæt for etablering af afløbsfrie toiletter og anvendelsen af affaldsprodukterne.
- Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri 1998. Bekendtgørelse om økologisk jordbrugsproduktion, nr. 210 af 6. april 1998.
- Morsing, M. og Westborg S. 1994. Aske fra halm- og flisfyrede værker til jordbrugsmæssig anvendelse. Forprojekt, Energistyrelsen j.nr. 51161/94-0006.
- Naturvårdsverket 1995. Vad innehåller avlopp från hushåll? Naturvårdsverket rapport nr. 4425.
- Plantedirektoratet 1997a. Plantedirektoratets Vejledning for Økologisk Jordbrugsproduktion, november 1997.
- Plantedirektoratet 1997b. Plantedirektoratets Vejledning og Skemaer for mark og gødningsplan, gødningsregnskab, plantedække og harmoniregler 1997/98.
- Rendan 1997. Kompoststatistik 1996.
- Schönbeck, A. 1996. Övergödda vatten - undernärda åkrar pp. 10-42) i Rapport fra LØJ-seminar: Slam som næringsstofkilde, Januar 1996. Landsforeningen Økologisk Jordbrug.
- Wejdling, H. 1998. Afbrænding overhaler genbrug. Ugebladet Ingeniøren nr. 16: 6-7.
- Wohlgast, M. 1993. "Rena vatten - om tanker i kretslopp". Creanom, Sverige.

4 Jordens biologi

Susanne Elmholt¹⁾ og Jørgen Aagaard Axelsen²⁾

¹⁾Afd. for Plantevækst og Jord, Danmarks JordbrugsForskning

²⁾ Afd. for Terrestrisk Økologi, Danmarks Miljøundersøgelser

I økologisk jordbrug kan de processer, som mikroorganismer og fauna påvirker og påvirkes af, ikke reguleres med agrokemiske input. En af de grundlæggende målsætninger i økologisk jordbrug er derfor at "bevare jordens naturlige frugtbarhed". For at opfylde denne målsætning er det nødvendigt at forsyne den økologiske avler med dyrkningsredskaber, der sætter ham/hende i stand til at styrke de gavnlige aspekter omkring jordens biologi og mindske de skadelige. Det er samtidig vigtigt at fastslå hvilke enkeltorganismer og funktionelle grupper, der indtager nøglefunktioner i jorden, og at sikre, at mikroorganismer, der tilføres til fremme af bestemte processer og organismer, ikke skader sundhed og miljø.

Definition af jordens frugtbarhed og kvalitet

For at kunne anvise og praktisere bæredygtige arealanvendelses- og dyrkningssystemer er det hensigtsmæssigt at vide, hvad der kendetegner en "god" jord. I modsætning til luft og vand, hvor der findes standarder for kvalitet, har det vist sig vanskeligt at definere og måle jordkvalitet. Der er gjort flere forsøg med den fællesnævner, at det handler om jordens evne til at fungere effektivt som basis for jordbrug - nu og i fremtiden. Begrebet "*Jordens Frugtbarhed*" bruges meget og forbindes udelukkende med jordens evne til at producere en tilfredsstillende afgrøde med en minimal indsats af ressourcer udefra, som f.eks. gødning og pesticider. "*Jordkvalitet*" er et nært beslægtet begreb. Det defineres lidt bredere, som "en jords evne til at fungere inden for økosystemets rammer på en sådan måde, at den biologiske produktivitet opretholdes, og at det omgivende miljøes plante- og dyreliv fremmes" (Doran *et al.*, 1994). Det er den sidste definition, som er den mest interessante i denne sammenhæng.

4.1 Introduktion - mikroorganismer

Mikroorganismer spiller en væsentlig rolle for jordkvalitet i alle agro-økosystemer, dog særligt i økologisk jordbrug. Her får de helt afgørende betydning for en lang række dyrkningsforhold, fordi de naturlige processer, som mikroorganismene påvirker og påvirkes af, ikke kan manipuleres med agrokemiske input (Lopez-Real & Hodges, 1986; Doran *et al.*, 1988; Fraser *et al.*, 1988).

Mikroorganismernes vigtigste funktioner i jorden

Næringsstofkredsløb: Nedbrydning og mineralisering af jordens organiske stof kan primært tilskrives mikrobiel aktivitet (Andrén *et al.*, 1990; Christensen, 1992). Hovedparten af det organiske stof har en kompleks kemisk sammensætning, og dets nedbrydning involverer flere forskellige grupper af mikroorganismer, som tilsammen kan producere de nødvendige enzymer. Funktionelle grupper, der samarbejder om nedbrydning af bestemte stoffer, såkaldte "konsortier", kendes f.eks. fra nedbrydning af cellulose (Ljungdahl & Eriksson, 1985). Nogle omsætningsprocesser, som varetages af et meget snævert spektrum af arter, f.eks. nitrifikation, kan være særligt følsomme over for ændringer i jordmiljøet.

Dannelse/stabilisering af jordstruktur: En god jordstruktur har en gunstig indflydelse på jordens mikroorganismer, og omvendt spiller jordens mikroorganismer en vigtig rolle for dannelse og især stabilisering af jordaggregater (Burns & Davies, 1986). Det sker dels ved, at svampe sammenvæver jordens sand-, silt- og lerpartikler samt små aggregater (mikroaggregater) til større aggregater

(makroaggregater) og dels ved, at mikroorganismer kitter partikler sammen ved hjælp af bestemte kemiske stoffer (Tisdall & Oades, 1982).

Fødegrundlag for dele af jordens og markens fauna: Jordens mikroorganismer udgør fødegrundlaget for store dele af jordens fauna (Hansson *et al.*, 1990). Dermed er grundlaget skabt for en lang række vekselvirkninger mellem mikroorganismer og fauna: Mikrofaunaen (protozoer og nematoder) er begrænset til det vandfyldte porevolumen i jorden. På grund af deres ringe størrelse kan disse grupper "græsse" på en pulje af mikroorganismer (specielt bakterier) i porer og sprækker, som større faunaelementer ikke har adgang til. For mesofaunaen (mider, collemboler) spiller specielt svampe en meget stor rolle som fødekilde; dette er observeret både under laboratorieforhold (Siepel & de Ruiten-Dijkman, 1993) og markforhold (Klironomos & Kendrick, 1995). Det drejer sig især om mørkt pigmenterede svampe som arter af *Cladosporium*, *Alternaria*, *Phoma* og *Epicoccum*. Forskellige undersøgelser har også vist, at makrofaunaen (regnorm) kan leve af svampe, bl.a. af *Mucor*- og *Fusarium*-arter.

Binding af luftens kvælstof: Symbiotisk: Sædskifter, hvori der indgår bælgplanteafgrøder, som f.eks. kløver, ært, lucerne eller lupin, øger jordens frugtbarhed. Dette skyldes at bælgplanter lever i et tæt samspil (symbiose) med forskellige arter af knoldbakterier (*Rhizobium*). Disse knoldbakterier har den egenskab, at de kan udnytte atmosfærisk kvælstof, og planterne behøver ikke at få tilført kvælstofgødning. Deres betydning er størst i jorder med lav kvælstofstatus. Den symbiotiske kvælstofbinding er langt den vigtigste biologiske bindingsmekanisme for kvælstof (Ledgard & Steele, 1992; Andersen *et al.*, 1983). *Asymbiotisk:* Fritlevende heterotrofe bakterier (f.eks. inden for slægterne *Azotobacter* og *Azospirillum*) kan binde jordens kvælstof. Disse bakterier spiller også den største rolle i jorde med lav kvælstofstatus, især i jorde med højt indhold af organisk materiale og højt C/N forhold (Sprent, 1986).

Forøgelse af fosfortilgængelighed: *Arbuskulære mycorrhiza svampe* spiller en særlig rolle i jord, idet de danner bro mellem rødder og jord og forøger plantens

adgang til fosfor (Jakobsen *et al.*, 1992; Miller *et al.*, 1995). Dette er særligt relevant for økologiske jordbrug, som tit er underforsynede med netop fosfor. Svampene kan udgøre helt op til 15% af rodvægten. Disse hyfer kan med en gennemsnitlig diameter på 3-4 µm bedre end rødder vokse ind i jordens fine porer og få adgang til disses indhold af næringsstoffer og vand, hvilket især har betydning i kompakte jorder med lav porøsitet. *Bakterier:* Der er flere steder i udlandet udført forsøg, hvor man har prøvet at forbedre planternes fosfороptagelse ved tilførsel af bestemte bakterier, som er i stand til at opløse vanskeligt tilgængelige fosforforbindelser. Forekomsten og betydningen af disse bakterier under danske forhold kendes ikke.

Hæmning af plantesygdomme: En given jord kan i en vis udstrækning hæmme udvikling af jordbårne plantesygdomme (på engelsk: suppression). Hæmningen kan skyldes forekomst af forskellige rovorganismer (fx svampeædende springhaler og mider) eller svampeædende svampe (hyperparasitter). Hæmningen kan også skyldes, at bestemte mikroorganismer bekæmper andre ved "kemisk krigsførelse" (antibiosis). Endelig kan alene en stor pulje af aktive mikroorganismer hæmme et plantepatogen ved at konkurrere med det om tilgængelige næringsstoffer, så patogenet ikke opformeres (Alabouvette, 1986; Lockwood, 1986).

Vigtige arter og funktionelle grupper

En stor mangfoldighed (diversitet) af forskellige organismer kan være med til at sikre, at jorden fungerer optimalt som økosystem og ikke bliver sårbar over for pludselige ændringer i driftspraksis. For bakteriernes vedkommende regner man med, at der findes op mod 1 mio. forskellige arter, hvoraf kun ca. 5.000 er beskrevet. For svampenes vedkommende er der beskrevet hen ved 75.000 arter, mens det samlede antal vurderes til 1,5 mio. (Hawksworth, 1991).

Organismer med nøglefunktioner i jord: I jordmiljøet har nogle mikroorganismer særlig stor betydning, idet de indtager nøglefunktioner i økosystemets funktion. De er vigtige i de såkaldte "*Spheres of Influence*" (SOI), som f.eks. gennem interaktion med planter menes at kontrollere økosystemets funkti-

on (Brussard, 1997). Som eksempler nævnes funktionelle grupper af mikroorganismer i rodmiljøet og de større organismer, som sørger for findeling og fordeling af organisk stof i jorden (bioturbation). Blandt de SOI, der p.t. anses for følsomme er f.eks. funktionelle grupper med få arter, f.eks. "makrofauna-findelere", bioturbatorer, specialiserede bakterier (f.eks. nitrificerende, kvælstofbindende) og mycorrhiza svampe. Der mangler endnu meget viden om, hvilke arter der skal henføres til de enkelte funktionelle grupper. I forbindelse med økologisk jordbrug er det også relevant at undersøge, om der eksisterer "nøglearter" blandt antagonistiske over for bestemte plantesygdomme, blandt strukturdannende og strukturstabiliserende arter og i fødekæderne.

Biostimulering og bioforøgelse: I særlige tilfælde kan det være ønskeligt at fremme bestemte processer i jorden, f.eks. i forbindelse med biologisk bekæmpelse. Dette kan gøres ved biostimulering eller bioforøgelse. Ved biostimulering optimeres leveforholdene for jordens egne mikroorganismer gennem passende foranstaltninger, der f.eks. tilsigter at forsyne mikroorganismene med ilt og kvælstof. Ved bioforøgelse tilføres jorden en stor mængde mikroorganismer, som er opformeret i laboratoriet, og som netop er i stand til at udføre den ønskede proces. Overlevelse og aktivitet af mikroorganismer, som introduceres til jorden, afhænger af en lang række ydre faktorer. Eksempler på bioforøgelse er anvendelse af kvælstoffikserende bakterier i bælgplanter, anvendelse af fosfatopløsende mikroorganismer i fosforbegrænsede jorde og anvendelse af antagonistiske mikroorganismer til bekæmpelse af bestemte plantesygdomme. Fælles for disse eksempler er, at der er en dokumenteret sammenhæng mellem den direkte effekt af de introducerede mikroorganismer og den effekt, der giver et højere udbytte. I moderne landbrug introduceres i disse år et antal kommercielle, bioforøgende produkter med det formål at fremme plantesundhed og jordens næringsstofbalance. Disse produkter lanceres i mange tilfælde som alternativer til pesticider og gødning og har derfor relevans for økologisk jordbrug. Produkternes effekt er baseret på aktivitet af mikroorganismer, enten enkeltarter eller artsblandinger. Nogle produkter indeholder mikroorganismer,

som er fremmede for det danske agro-økosystem. Effekten af disse mikroorganismer på de naturligt forekommende svampe kan påvirke funktionen af økosystemet på en måde, som får betydning for både plante- og fødevarer kvalitet og -sikkerhed (Elmholt & Elsgaard, 1998).

Toksindannende svampe: Nogle svampe kan nedsætte landbrugsprodukters kvalitet betydeligt ved at danne mycotoksiner. Stofferne udløser en toksisk respons i hvirveldyr, når de introduceres i små mængder enten oralt, via det respiratoriske system eller via huden. Mindst 300 forskellige mycotoksiner er identificeret i laboratoriet, men kun omkring 20 menes i dag at have betydning i dyrefoder og human ernæring. Blandt de vigtigste toksinproducerende svampe i Danmark er *Penicillium* og *Fusarium* (Gravesen *et al.*, 1994). Kun få arter inden for slægterne udgør en reel risiko. Endvidere er der ofte variation i toksinproducerende evne mellem forskellige stammer inden for samme art. For mange af de mycotoksinproducerende svampe ved vi kun meget lidt om, hvorfor de producerer giftstofferne og hvad der udløser dannelsen af dem. De vigtigste arter på danskproduceret korn er *Penicillium verrucosum*, der danner ochratoksin A (OA) og citrinin, og *Fusarium* arter, der danner zearalenon og trichothecener (Lund *et al.*, 1992; Hestbjerg, 1999; Elmholt, 1999). *Ochratoksin A* er et af de mest giftige mycotoksiner på danskproduceret korn og findes også i forarbejdede produkter. OA er giftigt for nyrerne og på listen over kræftfremkaldende stoffer. Veterinær- og Fødevarerdirektoratet har vist, at der specielt i forbindelse med våde høstår er en reel risiko for at indtage så meget OA via kornprodukter, at man overskrider de nordiske grænseværdier for daglig indtagelse (5 µg/kg legems-vægt) (Jørgensen *et al.*, 1996; Levnedsmiddelstyrelsen, 1997). *Trichothecener* er også blandt de meget vigtige mycotoksiner i cerealier og fødevarer, som indeholder cerealier (Hestbjerg, 1999). Nogle trichothecener dannes allerede mens kornet står på marken. Det gælder f.eks. T-2 toksin og deoxynivalenol (DON), der findes i landbrugsafgrøder over hele verden, også efter forarbejdning. DON (=vomitoksin) har toksiske effekter på fordøjelsessystemet og kendes som årsag til opkastning og reduceret ædelyst hos svin.

Antibiotikadannende mikroorganismer: Der er i dag en stor bevågenhed omkring brug af antibiotika i landbruget. De fleste af de antibiotika, der bruges, produceres af mikroorganismer, som oprindeligt er isoleret fra jord. Blandt dem er forskellige arter af bakterier (actinomyceter) og svampe (især arter af *Penicillium*). I landbrugsjord findes et bredt spektrum af *Penicillium*-arter (Elmholt *et al.*, 1993), som i laboratoriet – foruden de ovennævnte mykotoksiner - kan producere en lang række sekundære metabolitter, hvoraf mange har antibiotisk virkning. Man har meget lidt viden med hensyn til mikroorganismernes produktion af antibiotika under naturlige forhold (Williams, 1982).

4.2 Introduktion – fauna

Faunaens rolle i jordøkosystemet

Jordens fauna opdeles efter størrelse i mikro-, meso- og makrofauna:

Mikrofauna: En stor del af mikrofaunaen anses for at være bakterieædere. Tardigrader anses dog overvejende for at leve af alger, udsuge svampesporer samt andre mikroskopiske dyr, og nematoder (små rundorme) kan have både svampe, bakterier, planter og andre dyr (incl. nematoder) på kostplanen.

Mesofauna: Springhaler lever overvejende af mikrosvampe, men bakterier og organisk stof står efter alt at dømme også på kostplanen. Jordens mider kan have lidt af hvert på kostplanen, således lever nogle af plantekost, andre af mikrosvampe og andre igen er rovdyr. Springhaler og mider (og antagelig også mikrofaunaen) forøger frigørelses-hastigheden af plantetilgængeligt kvælstof m.m. fra jordens pulje af organisk stof ved at græsse på mikrofloraen, hvorved der frigøres kvælstof hurtigere via affaldsstoffer og døde individer (Hanlon & Anderson, 1979; Ineson *et al.*, 1982; Seastedt, 1984; Setälä & Huhta, 1990). Derudover spiller dyrene en rolle ved at transportere bakterier og svampesporer rundt i jorden, hvorved disses effektivitet forøges og det gøres lettere at kolonisere nye ressourcer. Endelig spiller springhaler en rolle som føde for de overfladelevende prædatorer (tæppespindende edderkopper,

løbebiller og rovbiller), især i forårsperioden, hvor andre fødekilder er sparsomme (Sunderland *et al.*, 1986). Prædatorernes effekt som bekæmpere af bladlus afhænger stærkt af mængden af alternative byttedyr i forårsperioden (Toft & Axelsen, *in prep.*). Som alternativt bytte (alternativ til bladlus) er nogle Collembolarter værdifulde for nogle prædatorer (Macussen *et al.*, *in press*) og mindre værdifulde for andre (Bilde *et al.*, *in prep.*). Det vil altså formodentlig forbedre kontrollen af skadedyr at have en betydelig fauna af jordlevende dyr i de øvre jordlag, der kan fungere som bytte for de overfladelevende polyphage prædatorer.

Makrofauna: Regnorme er meget vigtige faunaelementer for jordens struktur og frugtbarhed. Regnormene spiller en stor rolle ved at findele grovere plantedele, hvorved overfladen af plantedelene forøges betragteligt, hvilket fremmer mikroorganismernes nedbrydnings-hastighed. Regnormene er således et tidligt led i nedbrydningsprocessen (Edwards & Lofty, 1977). Desuden spiller regnormene en stor rolle for jordens fysiske struktur ved at lave gange, der bl.a. spiller en rolle for jordens evne til at opsuge og bortlede vand (Edwards & Lofty, 1977). Australske forsøg med at indføre regnorme har resulteret i betragtelige merudbytter i planteproduktionen (Baker, 1998).

4.3 Hvad påvirker jordens biologi

I det følgende redegøres for hvorledes forskellige driftsmæssige foranstaltninger kan påvirke jordens biologi. Det skal dog indledningsvis understreges, at de effekter, man måler på jordens organismer som følge af forskellig driftspraksis, bør sammenholdes med de mange naturlige påvirkninger, mikroorganismene hele tiden udsættes for som følge af f.eks. årstidsbetingede svingninger i jordens temperatur og vandindhold (Domsch *et al.*, 1983; Powlson *et al.*, 1997). Disse påvirkninger kan være hæmmende eller stimulerende. Der findes en række eksempler for forskellige arter af mikroorganismer. Således blev *Penicillium* fundet hyppigere om efteråret end om foråret (Elmholt, 1996) og *Cladosporium* varierede kraftigt i sin fore-

komst i løbet af vækstsæsonen (Elmholt, 1991). *Cladosporium* udgør en vigtig ressource for jordens fauna, og de årstidsbetingede variationer er også vist at påvirke insektfaunaen (Reddersen *et al.*, 1998).

Debosz *et al.* (*in press*) har undersøgt årstidsvariationen for mikrobiel biomasse og enzymaktivitet i det integrerede kornsædskifte i Danmarks JordbrugsForsknings "Systemforskningsarealer" på Forskningscenter Foulum. Målingerne blev gennemført på 19 forskellige tidspunkter igennem halvandet år. Resultaterne (se Elmholt *et al.*, 1997) viser ret store variationer hen over forsøgsperioden. Den laveste enzymaktivitet blev fundet i vinterperioden. I løbet af foråret steg aktiviteten meget kraftigt. Nogle af variationerne kan med stor sandsynlighed tilskrives variationer i jordens vandindhold. F.eks. er lave biomasseverdier i de to sommerperioder korreleret til lave vandindhold i forbindelse med udtørring af jorden i de samme perioder. Jordens fugtighed er også en afgørende faktor for mikro- og makrofauna. Mikrofaunaen kan – lige som en del af mikroorganismene, især bakterier - i udpræget grad anses for akvatisk, da den lever i de vandfyldte porerum og i tynde vandfilm på jordpartiklerne. Derfor er disse organismer også meget afhængige af jordens fugtighed, og deres populationsstørrelse vil svinge gennem en vækstsæson og imellem vækstsæsoner afhængig af fugtigheden. Der vil som regel forekomme en nedgang i især overfladejordens population i sommerperioden. Regnorm, enchytræer og springhaler har en hud, der ikke giver særlig stor beskyttelse imod fordampning, hvilket ligeledes gør dem meget afhængige af tilstrækkelig fugtighed i jorden. De reagerer på lav fugtighed ved at søge dybere ned i jorden, hvor den tilstrækkelige fugtighed findes, men her er der ofte ikke tilstrækkelig føde til stede. Dette kan eventuelt overlevs i en dvaletilstand, men lav fugtighed betyder, at der indtræder en fødeknaphed, som betyder reduceret eller endda negativ populationstilvækst.

Driftsform (økologisk/konventionel)

I forbindelse med diskussion om fordele og ulemper ved økologisk og konventionelt jordbrug fremhæves det ofte, at man opnår en større jordfrugtbarhed og en mere "levende" og "sund" jord

ved at praktisere økologisk jordbrug (Rusch, 1968; Balfour, 1978; Deavin, 1978). Hidtidige undersøgelser tyder på, at økologisk jordbrug (i betydningen pesticidfrit og med brug udelukkende af organisk gødning) påvirker jordfysiske og jordbiologiske forhold i jorden, som kan have betydning for jordens frugtbarhed (for litteraturreferencer, se Elmholt *et al.*, 1997). Disse undersøgelser er dog foretaget på få lokaliteter og med få jordtyper. Og selv om de hver for sig kan give værdifuld information, er det vanskeligt at generalisere til hele bedriftssystemer.

Flere undersøgelser har peget på, at svampeslægterne *Penicillium* og *Fusarium* er mere udbredt i økologisk end i konventionelt dyrket jord (Elmholt & Kjølner, 1989; Elmholt, 1996). Jordprøver blev taget i kløvergræs og vinterhvede på 3 gårde, der var dyrket økologisk i henholdsvis 8, 11 og 31 år (Elmholt, 1996). Gårdene var udvalgt, så jorden lignede hinanden med hensyn til jordtype, afgrøde og forfrugt. Som reference tjente det integrerede dyrkningssystem på Forskningscenter Foulum. Jordprøver blev udtaget i november 1989 og 1990 samt april 1990 og 1991. Resultaterne viste på alle udtagningstidspunkter, at forekomsten af *Penicillium* i den "ældste" økologiske jord var signifikant højere end på de øvrige tre lokaliteter. Resultaterne tydede også på, at bestemte arter af svampeslægten *Fusarium* kan være velegnede til at beskrive økologisk dyrket jord. Det drejer sig om arterne *F. solani* og *F. equiseti*, der var mest almindelige på de økologiske jorde, samt *F. culmorum* og *F. tabacinum*, der var mest almindelige i referencejorden. Knudsen *et al.* (1995) fandt lige som Elmholt (1996) flere *Fusarium* i økologisk end i konventionelt dyrket jord. Det gjaldt også den rodpatogene *F. culmorum*, men samtidig var der også betydeligt flere af de svampe, som virker antagonistisk over for *F. culmorum*.

I 1994-1997 gemmenførtes et større projekt til belysning af jordens frugtbarhed ved hjælp af forskellige jordfysiske og jordbiologiske parametre (Elmholt *et al.*, 1997). I undersøgelsen indgik tre forskellige slags brug: Økologiske, konventionelle kvægbesætninger og konventionelle planteavlbedrifter. Et eksempel på resultaterne ses i tabel 4.1. For *Penicillium* spp. viste resultaterne fra 1996 en

signifikant effekt af driftsform ($P=0,0255$). Ved indbyrdes sammenligninger fandtes højere forekomst (konidier/g tør jord) i økologisk dyrkede jorde og i konventionelt dyrkede jorde uden tilførsel af husdyrgødning sammenlignet med jorde, hvor der var tilført husdyrgødning. Der fandtes dog ingen signifikant forskel mellem økologisk dyrkede jorde og konventionelt dyrkede jorde uden tilførsel af husdyrgødning. Dvs. at hypotesen om *Penicilliums* større forekomst i økologisk

dyrket jord, der var baseret på tidligere resultater, ikke kunne eftervises statistisk. Det skal dog understreges, at resultaterne ikke er endeligt bearbejdede. For alle lokaliteter findes data for jordtype, klima, sædskifte, gødskning osv., men de opnåede resultater er endnu ikke relateret til disse parametre. En sådan analyse kan muligvis bidrage til at forklare, hvilke driftsmæssige forhold der mere præcist har betydning for svampes udbredelse.

Driftsform			
	Økologisk	Konventionel med husdyrgødning og kunstgødning	Konventionel med kunstgødning
Estimeret antal <i>Penicillium</i> spp. (konidier/g tør jord)	71596 ^a	42149 ^b	66480 ^a

Tabel 4.1 Statistisk estimat (Proc mixed model) for forekomst af *Penicillium* spp. Resultaterne angivet som antal svampesporer pr. gram tør jord. *Penicillium* spp. er isoleret på DG18-agar. Resultater med forskelligt bogstav er signifikant forskellige (5%-niveau). Resultaterne bygger på en udtagning i 1996 fra 29 lokaliteter, 8 økologiske, 11 konventionelle med husdyrgødning og 10 konventionelle med kunstgødning.

Den OA-producerende *P. verrucosum* blev fundet i 11 af de i alt 68 undersøgte jorde. Selv om det skal understreges, at resultaterne er sparsomme, fordi svampen generelt er sjælden i jord, viser de a) at *P. verrucosum* kan findes i dansk landbrugsjord (hvilket ikke tidligere er vist), b) at *P. verrucosum* ser ud til at foretrække lerjord for sandjord samt c) at *P. verrucosum* ser ud til at forekomme med størst regelmæssighed i økologisk dyrket jord. Det var også blandt de økologiske jorde vi fandt to, hvor der blev registreret et betydeligt større antal kolonier end i de øvrige lokaliteter. I den sammenhæng kan det nævnes, at Afdeling for Kemiske Forureninger i Veterinær- og Fødevarerdirektoratet i en årrække har gennemført overvågninger af OA i korn og mel, og at man har fundet en tendens til højere forekomster af OA i økologisk dyrket korn/mel (Jørgensen *et al.*, 1996; Levnedsmiddelstyrelsen, 1997). Denne tendens var den samme for årene 93-97 men med lavere OA

indhold på grund af mere tørre høstbetingelser i de år. Vi har vist, at *P. verrucosum* kan overleve i markjord i mindst halvandet år (Elmholt, 1999). Og findes den først i stor mængde i jorden, skaber det en risiko for, at den kan kontaminere kornet inden høst, f.eks. i forbindelse med lejesæd. Den risiko gælder også toksindannende arter af *Fusarium*, især *F. culmorum*. Lejesæd giver større problemer med at få afgrøden tør til høst. Forekomst og vækst af svampe øges under fugtige vækstbetingelser. Dette afspejler sig i, at større partier af korn er inficerede med bl.a. *Fusarium*-svampe efter fugtige vækstsæsoner. Høst af korn med vandprocenter over 14-15% kan give problemer med efterfølgende udvikling af svampe af forskellige typer under kornets lagring.

En svampeart, som synes klart påvirket af driftsform, er *Gliocladium roseum* (Elmholt *et al.*, 1998). Den er kendt som antagonist over for flere rodpatogene svampe, og den blev registreret hyppigere i

økologiske brug, både på sandjord og lerjord. For *Trichoderma*-slægten, hvor mange stammer også kan optræde antagonistisk over for plantepatogener, fandt vi en tendens til højere forekomst i jorde med konventionel planteavl og kun en svag tendens til jordtypeforskel.

Sædskifte

Afgrøden og dermed sædskiftet har større indflydelse på jordens mikroorganismer end de fleste andre driftsforhold. I litteraturen findes mange eksempler på, at afgrøde og forfrugt har betydning for hvilke mikroorganismer, der er fremherskende i jorden (Domsch *et al.*, 1968) og for udviklingen af forskellige plantesygdomme (Alabouvette *et al.*, 1996). Robertson & Morgan (1996) fandt, at svampeforekomst og mikrobiel biomasse steg, når der blev indføjet 1-2 år med ærteblomstrede afgrøder i sædskiftet. Effekten tilskrives især input af organisk stof og en forbedret vandstatus. Doran *et al.* (1988) fandt også, at ærteblomstrede afgrøder har en meget stor betydning i sædskiftet. Uanset dyrkningssystem fandtes den højeste mikrobielle aktivitet i rødkløver og den mindste i majs sandsynligvis pga. en øget substrat- og vandtilgængelighed i kløvergræs; og de fandt en positiv sammenhæng mellem sædskifte med ærteblomstrede afgrøder og vandindhold i jorden. Fraser *et al.* (1988) sammenlignede forandringer i mikrobielle populationer i et 7-årigt forsøg med forskellige driftssystemer. Mikrobiel aktivitet og biomasse og vandfyldt porevolumen var større i havre/kløver (organisk gødet) end i majs/sojabønne. Danske undersøgelser af økologiske jorder har vist en signifikant større mikrobiel aktivitet i kløvergræs end i hvede (Elmholt, 1996). I samme forsøg blev det vist, at både svampeslægterne *Fusarium* og *Penicillium* blev fundet hyppigere i kløvergræs end i hvede. Resultaterne for kløvergræs viste en meget større variation end resultaterne for hvede, sandsynligvis på grund af variation i kløvergræsdekke (Elmholt, 1996).

Mesofaunaen (springhaler og mider) er stærkt afhængig af sædskiftet, da der findes store forskelle på tæthederne af disse dyr i forskellige afgrøder. Krogh (1994) undersøgte forekomsten af springhaler i jorden i forskellige afgrøder på forsøgsmarker ved Forskningscenter Foulum og fandt, at

der var flest i 2. og 3. års kløvergræs (ca. 40.000 m⁻²), færre i 1. års kløvergræs og efterårssåede kornafgrøder (ca. 20.000 m⁻²) og færrest i roer, ærter og forårssåede kornafgrøder (ca. 10.000 m⁻²). Tallene kommer fra forårsprøvetagninger. Der er set lignende resultater fra undersøgelser af regnormefaunaen i de samme marker (Christensen & Mather, 1998). Der er desuden på regnormene set en kraftig stimulering efter ompløjning af kløvergræs. Dette betyder, at sædskifter med meget kløvergræs og vinterafgrøder fremmer både springhale- og regnormefaunaen.

Jordbearbejdning og jordpakning

Bearbejdning af jorden foretages for at tilberede et godt såbed, bekæmpe ukrudt og indarbejde organisk stof (halmrester, stubbe, organisk gødning) i jorden. Økologiske landmænd i Danmark bruger generelt traditionelle jordbearbejdningsstrategier med pløjning til 20 cm. En sådan jordbearbejdning har generelt en negativ effekt på jordens biologi: Den fysiske påvirkning dræber organismer, ødelægger deres levesteder (f.eks. regnormegange) og kan forøge udtørringen fra overfladen. Systemer med reduceret mekanisk bearbejdning er interessante for økologisk jordbrug, fordi:

- de er mere skånsomme over for nogle af jordens organismer
- de er mindre energikrævende
- de naturlige strukturdannende processer får bedre mulighed for at virke i jorden
- de giver især mycorrhiza-svampe bedre mulighed for at danne mycelium i jorden og for at kolonisere planternes rødder (Hooker & Black, 1995; Miller *et al.*, 1995)
- angreb af sædskiftesygdomme (f.eks. knækkedods sygdom, og goldfodsyge) mindskes (Brautigam & Tebrugge, 1994), selv om det bør nævnes, at dette ikke er bekræftet under danske forhold (Rasmussen, 1988). Mekanismen kan være en stimulering af bestemte antagonistiske mikroorganismer eller en forøget mikrobiel aktivitet (Brautigam & Tebrugge, 1994; Ploetz *et al.*, 1985)

Wardle (1995) har lavet en oversigtsartikel, som samler en lang række publicerede arbejder, der sammenligner traditionelle og reducerede jordbearbejdnings effekter på mikroorganismer, mikro-

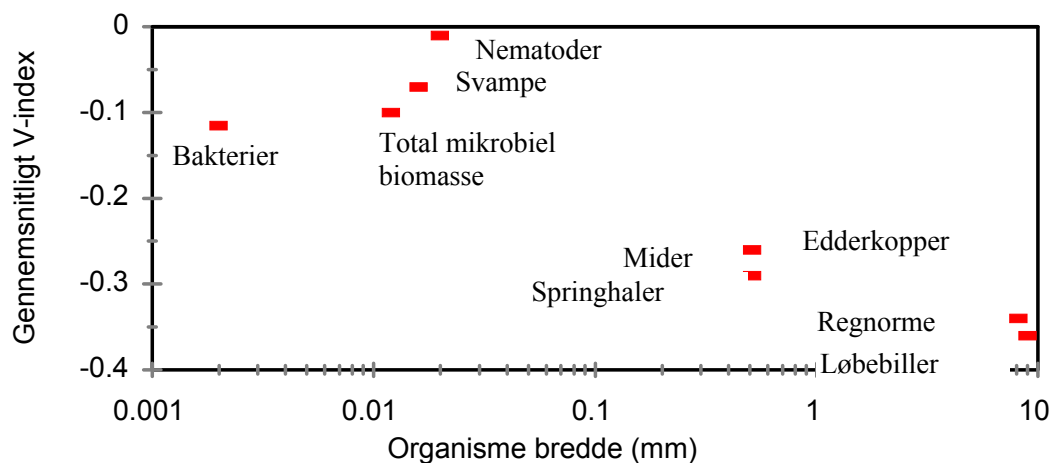
fauna og makrofauna. Til at lette sammenligningen benyttes et såkaldt V-indeks (1)

$$V = \frac{2M_{KJ}}{M_{KJ} + M_{RJ}} - 1 \quad (1)$$

hvor M_{KJ} og M_{RJ} er forekomst eller biomasse af organismer ved henholdsvis konventionel og reduceret jordbearbejdning. Indekset spænder fra -1 (organismer der kun forekommer ved reduceret jordbearbejdning) til +1 (organismer der kun forekommer ved konventionel jordbearbejdning). Et 0 indikerer samme forekomst i begge systemer. Blandt de mange undersøgelser peger nogle i en retning og andre i en anden retning, men gennemsnitlige V-indices for de enkelte organismegrupper

indikerer, at jordbearbejdningen generelt skader organismerne mere, jo større de er (figur 4.1).

Af figur 1 fremgår, at regnorme, løbebiller og edderkopper rammes hårdest af jordbearbejdning, mens mider og springhaler kommer lige efter. Derimod er effekterne på mikroorganismer og mikrofauna ikke særlig kraftige. Jordbearbejdningens effekt på jordens indhold af C og N ligger ved -0,1 og svarer derfor til reduktionen i antallet af mikroorganismer. De største arter har også den længste livscyklus. Når de rammes hårdest, hænger det i høj grad sammen med, at disse grupper skal bruge længere tid på at genopnå samme populationsstørrelse som før en jordbearbejdning.



Figur 4.1 Gennemsnitlige V-indeks for forskellige organismegrupper (efter Wardle, 1995)

Færdsel på landbrugsjorden foregår ikke kun i forbindelse med jordbearbejdning, men også ved såning, mekanisk ukrudtsbekæmpelse, høst samt udbringning af husdyrgødning, kompost og kalk. En stor international forsøgsserie har vist, at færdsel med høje akselbelastninger giver en skadelig pakning af jorden (Håkansson & Reeder, 1994). Ved en enkelt overkørsel med et "vogntog" bestående af traktor og en flerakslet gyllevogn med ca. 10 ton akselbelastning på hver af 4 aksler fandtes det første år et udbyttetab på 10-15%. Da forsøgsserien afsluttedes efter ca. 15 års forløb var der stadig en (permanent) reduktion i afgrødeudbyttet. Resultaterne tolkes som en skade både på overfladelagene med stor biologisk aktivitet og på de dybere liggende lag under ca. 40 cm (Håkansson & Reeder, 1994). I økologisk dyrket jord ville udbyttetabet formodentlig have været endnu større, idet man her er meget afhængig af et velfungerende økosystem i jorden. Pakning som følge af mindre belastninger har også vist sig at have stor indflydelse på biologien i jorden og på udbyttet i økologisk dyrkede systemer (Bakken *et al.*, 1987; Hansen, 1996; Jensen *et al.*, 1996). Skaden skyldes et reduceret porevolumen med deraf følgende tendens til anaerobe forhold under våde forhold, samt rent fysisk mindre plads til mesofaunaen. Dette medfører en risiko for denitrifikation (tab af luftformig N) samt forringede betingelser for omsætning af afgrøderester og husdyrgødning.

Tildeling af organisk stof (husdyrgødning, grøngødning, halm, kompost, slam)

Organisk stof er fundamentet for arterne i den jordlevende nedbryderfødekæde. Der er lavet mange undersøgelser, som viser, at gødskning påvirker jordens mikroorganismer. Effekten kan være i form af en ændret artssammensætning, bl.a. med hensyn til forekomst af specifikke nedbryderorganismer i jord, der tilføres store mængder organisk gødning. Effekten kan også være en generel stimulering af vækst og aktivitet hos jordens mikroorganismer. Dette kan påvirke kvælstofmineralisering (Nishio, 1983; Doran *et al.*, 1988) og sygdomshæmning (Lumsden *et al.*, 1983).

Debosz *et al.* (*in press*) har f.eks. undersøgt biomasse og enzymaktivitet i et kornsædskifte i Danmark, der er anlagt med det formål at belyse,

hvordan tildeling af forskellige mængder organisk stof påvirker systemet (Hansen, 1994). Det ene forsøgsled tildeles kun handelsgødning, halmen fjernes efter høst, og der dyrkes ikke efterafgrøder. Det andet tilføres svinegylle, halmen snittes og indarbejdes i jorden, og der dyrkes efterafgrøder. Målinger blev gennemført løbende gennem halvandet år og viste konstant højere værdier for biomasse og enzymaktivitet ved den høje tildeling af organisk stof, som vist i figur 9.1. i Elmholt *et al.* (1997). Sådanne effekter på jordens mikroorganismer som følge af tildeling af husdyrgødning, grøngødning og halm er meget vigtige for økologisk jordbrug og specielt i forbindelse med korrekt timing af næringsstoffrigivelse til planterne.

I en oversigtsartikel, om hvordan tilførsel af organisk stof til jorden påvirker jordlevende insekter og spindlere (edderkopper og mider), konkluderer Piementel og Warneke (1989), at tilførsel af organisk stof fremmer næsten alle grupper betydeligt. I sammenligning med ikke-gødede marker betyder tilførsel af organisk gødning en forøgelse i populationsstørrelser på op til flere hundrede procent. Slam har den største effekt og giver i nogle undersøgelser en forøgelse af springhale- og midpopulationerne på 10-15 gange. Der findes dog også undersøgelser, der viser en hæmmende effekt af slam. Brug af dyregødning forøger typisk disse faunagrupperes populationer med 2-4 gange, men medfører i de fleste undersøgelser en mindre reduktion i tætheden af overfladelevende edderkopper.

Effekterne af grøngødning er i Tyskland undersøgt af Filser (1995), der i humle fandt en fordobling af mide- og springhaletæthederne i forhold til ugødet. Axelsen og Thorup-Kristensen (*in prep.*) fandt tilsvarende effekter i vårbyg med udlæg af kløvergræs, der blev sået efter ompløjning af forskellige grøngødningstyper. Antallet af mider i disse marker var meget højt (60.000-80.000 m⁻²) i starten af juni i de grøngødede marker i forhold til 40.000 m⁻² i kontrollen, der lå brak om vinteren. Tilsvarende var tæthederne af springhale i de grøngødede parceller fra 50.000-100.000 m⁻², mens tallet i kontrollen var 17.000 m⁻². Grøngødningen gav altså en forøgelse på 3-5 gange. De meget høje tal skyldes formodentlig en kombina-

tion af både grøngødningen og udlæg i afgrøden, der giver et tæt og varieret plantedække.

Der er generel enighed i litteraturen om, at tilførsel af organisk gødning til jorden medfører en betydelig forøgelse af regnormebestanden, og der er enighed om, at dyregødning med halmrester giver de største effekter på omtrent 2-3 gange niveauet uden tilførsel (Edwards & Lofty, 1977; Lee, 1985). Tilførsel af gylle fremmer ligeledes bestanden på langt sigt, men kan ved høje udbringninger (400 t/ha/år) have nedsat virkning (Andersen, 1979). Desuden er det observeret, at frisk udbragt gylle får orme til at komme op til overfladen, hvor nogle dør eller bliver udsat for prædation fra fugle, hvorfor gylle kan have en negativ effekt på kort sigt (Cotton & Curry, 1980). Der ser ikke ud til at være nævneværdig forskel på regnormetæthederne ved anvendelse af svine- og kvæggylle (Cotton & Curry, 1980). Det har ikke været muligt at finde litteratur om effekter af grøngødning på regnorme. Anvendelsen af kunstgødning har ingen direkte indflydelse på regnormetætheden. Der kan dog ses en indirekte positiv effekt i græsmarker (sammenlignet med en ugødet kontrolmark) pga. forbedret vækst af græsset, hvorved jorden tilføres organisk stof via planterødder og døde blade.

Hvorvidt slam har positive eller negative effekter afhænger antagelig af slammets indhold af skadelige miljøfremmede stoffer. Også dansk slam indeholder store mængder af disse stoffer (Krogh *et al.*, 1997). Alligevel fandt Krogh *et al.* (1997) en klar forøgelse af mide- og springhaletætheden (samme niveau som for mark gødet med kvægmøg) i forhold til ugødet kontrol. Regnormefaunaen var svag, men signifikant stimuleret.

4.4 Hvad ønsker vi at opnå?

For at sikre en god og velfungerende jord og mindske risikoen for opformering af skadelige organismer er det vigtigt at udstyre den økologiske avler med dyrkningsredskaber, der sætter vedkommende i stand til at

- sikre en god næringsstofomsætning
- skabe/opretholde en god jordstruktur

- opnå en rig natur i agerlandet
- at udnytte økosystemet til at holde skadelige organismer (patogener, toksindannere) på et acceptabelt minimum

Det handler altså om at gøre den økologiske landmand i stand til at fremme de gavnlige aspekter af jordens biologi og mindske de skadelige inden for det økologiske regelsæt.

Desuden vil det være ønskeligt at

- fastslå, hvilke enkeltorganismer og funktionelle grupper, der indtager nøglefunktioner i jorden
- sikre, at eventuelt tilførte mikroorganismer (bioforøgelse) til fremme af bestemte processer/organismer ikke skader miljø og sundhed

4.5 Driftsmæssige muligheder for at dyrke jorden i et godt samspil med jordens biologiske liv

Generelt vil det fremme jordens mikroorganismer og fauna at

1. tilstræbe et varieret sædskifte indeholdende
 - afgrøder der binder kvælstof
 - afgrøder der fremmer mycorrhizadannelse
 - afgrøder med veludviklet og dybtgående rodnet
 - samdyrkning
 - flerårige afgrøder
2. behovsbestemme jordbearbejdning og reducere den hvor det er muligt
3. undgå strukturskader (pakning, æltning, og lignende)
4. tilstræbe at holde jorden plantedækket hele året
5. tilføre organisk stof (organisk gødning, grøngødning, halm) i passende mængde
6. skabe et førn-lag hvor det er muligt
7. undgå lejesæd og indlagring af korn med for højt vandindhold

I det følgende gennemgås de enkelte punkter:

Variert sædskifte

Ved at tilstræbe et varierende sædskifte, helst indeholdende flerårige afgrøder og bælgplanter, sikrer man et levested for organismer, der trives særlig godt i de pågældende afgrøders rodsystemer. Risiko for opbygning af jordbårne, sædskiftebetingsede sygdomme og skadedyr nedsættes. Da økologisk jordbrug udelukker brug af kunstgødning, bør sædskiftet indeholde afgrøder, der stimulerer nøglefunktioner som kvælstofbinding og mycorrhizadannelse. Afgrøder med veludviklet og dybtgående rodnet, som flerårige bælgplanter, sikrer en stor rhizosfære i jorden og giver dermed grobund for en stor population af mikroorganismer. Det skyldes, at mikroorganismer trives særlig godt nær planterødder. Rødder er samtidig med til at stabilisere jordens struktur. I udlandet anvendes samdyrkning af f.eks. hvede og bælgæd i forskelligt omfang i økologisk jordbrug. Denne praksis kan sandsynligvis gavne jordlevende organismer især i planteavlssædskifter, hvor samdyrkningsafgrøden udvælges med tanke herfor.

Behovsbestemt jordbearbejdning

Det er væsentligt at finde frem til den mest optimale jordbearbejdning i økologisk jordbrug. Der er lavet en lang række undersøgelser omkring reduceret jordbearbejdning i konventionelt landbrug, hvor ukrudt og skadedyr kan bekæmpes agrokemisk. I de konventionelle systemer er der fundet merudbytter på 8-10% (Wardle, 1995). Det vil derfor være vigtigt at undersøge alternative strategier til begrænsning af ukrudt og skadedyr, som kan anvendes i økologisk jordbrug. De nye strategier skal bygges på et princip om mindst mulig bearbejdning, hvor eventuelle behov for dækning af jorden kan imødekommes med ikke-vendende jordbearbejdning.

Undgå strukturskader

Specielt i økologisk jordbrug, hvor det er meget vigtigt, at jordens organismer trives, er det afgørende at undgå pakning. Pakning kan først og fremmest begrænses ved at anvende mindre redskaber og traktorer. Reduceret jordbearbejdning (behovsbestemt, ikke-vendende løsning) mindsker også risikoen for pakning, ligesom det er vigtigt, at jordbearbejdning ikke udføres på et tidspunkt, hvor jorden er meget våd.

Plantedække hele året

Det kan lade sig gøre at holde jorden plantedækket hele året. I økologisk jordbrug bruges allerede i vid udstrækning udlægs- og efterafgrøder. Man kan desuden overveje at så "underafgrøder" i form af lave urter. Bælgplanter vil være oplagte valg af hensyn til kvælstofbindingen, men der kan også vælges arter, der er gode "catch crops", hvilket vil være fordelagtigt i forhold til at holde på kvælstoffet i perioden frem til afgrøden kan opsuge det meste af den tilgængelige mængde. Desuden vil en undervegetation give et tættere plantedække, hvilket vil fremme faunaelementer som regnorm og overfladelevende prædatorer. Endelig vil et dække af en underafgrøde også virke begrænsende på ukrudtets spiringsmuligheder både i afgrøden og efter høst.

Hensigtsmæssig tilbageførsel af organisk stof

Tilførsel (tilbageførsel) af organisk stof til marken kan ske i form af fast gødning, ajle, gylle, kompost, halm, grøngødning eller byslam. Det bør tilstræbes, at det organiske stof tilføres i en mængde og kvalitet og på et tidspunkt, så det stimulerer jordens levende organismer, uden at en eventuel immobilisering af næringsstoffer finder sted lige når afgrøden har brug for næring. Det bør endvidere tilstræbes, at det organiske materiale ved passende findeling og effektiv spredning gøres tilgængeligt for så mange organismer som muligt. Endelig bør det også tilstræbes, at byerne leverer deres bidrag til det økologiske kredsløb ved at blive i stand til at levere spildevandsslam uden forurenende stoffer.

Skabelse af førn-lag

Et førn-lag vil have mindst tre positive effekter:

- reducere fordampningen fra jordoverfladen, hvilket fremmer både plantevæksten og jordfaunaen, især i tørre somre
- forbedre mulighederne for overfladelevende prædatorer (edderkopper og løbebiller), der spiller en rolle i bekæmpelse af skadedyr
- reducere ukrudtets muligheder for at spire

Det vil være muligt at skabe et førn-lag efter høst af korn ved at snitte halmen og efterlade den på marken. Et af problemerne forbundet med et førn-lag er, hvorvidt det er muligt at så afgrøden

direkte i førnen på en sådan måde, at den kan spire frem uhindret. Desuden bør det undersøges, hvilke effekter en sådan fremgangsmåde har på sygdomme og skadedyr og på afgrødens vækst og modning.

Undgå lejesæd og indlagring af korn med for højt vandindhold

Som beskrevet ovenfor er det vist, at både ochratoksin A- og trichothecen-producerende svampe findes naturligt i jord og kan overleve gennem mange måneder i jord. Derfor er det vigtigt at nedsætte risiko for lejesæd og at optimere driftspraksis omkring høst og tidlig indlagring, da en tidlig forurening af kornet med f.eks. *P. verrucosum* udgør en potentiel risiko for senere ochratoksin-dannelse.

4.6 Hvordan når vi målene

Regler for bioforøgende produkter

I moderne landbrug introduceres et antal kommercielle bioforøgende produkter med det formål at fremme plantesundhed og jordens næringsstofbalance. Produkternes effekt er baseret på aktivitet af mikroorganismer, enten enkeltarter eller artsblandinger. Nogle produkter indeholder mikroorganismer, som er fremmede for det danske agro-økosystem. Der bør være regler for godkendelse af disse produkter forud for markedsføring. For landmandens skyld ville det være en fordel, hvis der også forelå en anerkendelse af midlernes effekt under danske forhold, især da flere af midlerne varierer fra leverance til leverance og mange er udviklet på grundlag af organismer, der er isoleret under helt andre klimabetingelser end de danske.

Kvalitetscertificering af korn

En kvalitetscertificering af økologisk dyrket korn med henblik på forekomst af uønskede svampe kan omfatte både udsædsbårne patogener og toksindannende svampe. For sidstnævnte gruppes vedkommende kunne det dreje sig om *Fusarium culmorum* og *Penicillium verrucosum*. Certificering kan være relevant både for udsæd, korn til foder og fødevarer, herunder også maltbyg.

Rådgivning/uddannelse/formidling

Økologiske landmænd er generelt meget opmærksomme på deres praksis omkring sædskifte og gødskning. Derimod er mange ikke opmærksomme på, hvor stor betydning jordbearbejdning og jordpakning har for jordens biologi. Lige så vel som landmændene holder øje med deres afgrøde gennem vækstsæsonen, bør de holde et vågent øje med deres jord. Det er vigtigt at rådgivningstjenesten/forskningsverdenen formidler viden om betydningen af jordens biologi. Det er også vigtigt, at landmændene oplæres i, hvordan de selv med simple midler kan vurdere, om jorden ser ud til at "have det godt" (se f.eks. Schjøning & Elmholt, 1996). Økologiske landmænd med mange års praksis bag sig kender til disse metoder, f.eks. i form af den såkaldte "spadediagnose". Det er vigtigt, at også "nye" økologer bliver fortrolige med disse metoder, og det kan være relevant at udarbejde passende undervisningsmateriale og eventuelt afholde kurser, der fokuserer på jordens biologi.

Forskningsinitiativer

Vi mangler grundlæggende viden på følgende områder:

- Hvilke processer i jorden der - ud over f.eks. kvælstofbinding, nitrifikation og mycorrhizadannelse - er afhængige af ganske få arter eller grupper af arter, dvs. processer med en nøglefunktion i jorden
- Hvilken driftspraksis der bedst sikrer mod tab af økosystemfunktioner. Fokus på nøglefunktioner og på såkaldte "Spheres of Influence", som rhizosfære, strukturdannelse og -stabilisering samt omsætning af organisk stof. Der tænkes først og fremmest på de direkte jord-"manipulerende" foranstaltninger, som jordbearbejdning og færdsel, men også på andre dyrkningsaspekter, som f.eks. sædskifte.
- Vigtige arters livscyklus, herunder hvordan deres forekomst og aktivitet vekselvirker med jordtype, med ydre forhold som temperatur og vandpotentiale og med jordens øvrige organismer. Det gælder blandt andre:
 - Antagonister over for jordbårne patogener
 - Toksinproducerende svampes økologi under markforhold

Et bedre kendskab til arternes livscyklus skal muliggøre en målretning af landbrugsdriften, så man kan fremme de gavnlige svampe og minimere forekomst af de skadelige svampe.

Desuden er der brug for undersøgelser, der belyser

- hvorledes de driftstekniske foranstaltninger, der er foreslået i afsnit 4.5, påvirker udbytte og jordens biologi (mikroflora, fauna, kontrol af skadelige organismer, kvælstoffiksering, kvælstofomsætning)
- effekter af nye dyrkningsmæssige tiltag med hensyn til maskiner, afgrøder, m.m. på naturindhold i marken og den omkringliggende natur, før de føres ud i det praktiske landbrug, dvs. imens tiltagene er på afprøvningsstadiet.

Slam med det nuværende høje indhold af naturfremmede stoffer er ikke attraktivt som gødning i økologisk jordbrug. Da gødskning med byslam er et naturligt led i tankegangen om recirkulering af ressourcer i økologisk jordbrug, vil det være passende at muliggøre anvendelse af byslam som gødning på økologiske marker. Dette kræver en betydelig indsats og vilje fra samfundets side, enten for at rense slammet eller for at konstruere kloaksystemer der holder human fæces og urin adskilt fra især industrielt spildevand og regnvand.

Den eksperimentelle tilgang bør være helhedsorienteret. Den bør inddrage langtidsforsøg og stor skala-markforsøg og inddrage aspekter og metoder fra agronomi, jordfysik, mikrobiologi, botanik, zoologi, statistik (evt. geostatistik og geografiske informationssystemer) matematisk modellering og evt. økonomi.

4.7 Referencer

- Alabouvette, C. 1986. Fusarium-wilt suppressive soils from the Châteaurenard region: review of a 10-year study. *Agronomie* 6, 273-284.
- Alabouvette, C., Hoepfer, H., Lemanceau, P., Steinberg, C. & Bollag, J.M. 1996. Soil suppressiveness to diseases induced by soilborne plant pathogens. pp. 371-413. In G. Stotzky ed. *Soil biochemistry* 9. Marcel Dekker Inc.; New York; USA
- Andersen, C. 1979. The influence of farmyard manure and slurry on the earthworm population Lumbricidae in arable soil. In VII International Soil Zoology Colloquium of the International Society of Soil Science ISSS., pp. 325 - 335. Syracuse, New York
- Andersen, C., Eiland, F. & Vinther, F.P. 1983. Økologiske undersøgelser af jordbundens mikroflora og fauna i dyrkningssystemer med reduceret jordbehandling. vårbyg og efterafgrøde. *Tidsskrift for Planteavl* 87, 257-296.
- Andrén, O., Lindberg, T., Boström, U., Clarholm, M., Hansson, A-C., Johansson, G., Lagerlöf, J., Paustian, K., Persson, J., Petterson, R., Schnürer, J., Sohlenius, B. & Wivstad, M. 1990. Organic carbon and nitrogen flows, pp. 85-126. In: André, O., Lindberg, T., Paustian, K. & Rosswall, T. eds. *Ecology of the arable land - organisms, carbon and nitrogen cycling*. Ecological Bulletins, 40. Munksgaard Int. Booksellers, Copenhagen.
- Baker, G.H. 1998. The ecology, management, and benefits of earthworms in agricultural soils, with particular reference to southern Australia. In *Earthworm Ecology* ed. C. A. Edwards, pp. 229 - 257. New York: St. Lucie Press.
- Bakken, L.R., Børresen, T. & Njøs, A. 1987. Effect of soil compaction by tractor traffic on soil structure, denitrification, and yield of wheat *Triticum aestivum* L.. *Journal of Soil Science* 38, 541-552.

- Balfour, Lady E. 1978. The Living Soil. In *Towards a Sustainable Agriculture* J.-M. Besson & H. Vogtmann, eds., pp. 18-27. IFOAM International Conference Sissach 1977.
- Bilde, T, Axelsen, J.A. & Toft, S. The food value of five Collembola species for the polyphagous predator *Bembidion lampros* in prep.
- Brautigam, V. & Tebrugge, F. 1994. Wirkung langjährig pflugloser Bodenbearbeitungssysteme auf *Pseudocercospora herpotrichoides* Fron Deighton; *Fusarium* spp. und *Gaumannomyces graminis* Sacc. *Arx et Olivier. Mededelingen Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen*, 59, 1009-1015.
- Burns, R.G. & Davies, J.A. 1986. The microbiology of soil structure. In: *The Role of Microorganisms in a Sustainable Agriculture* Lopez-Peal, J.M. & Hodges, R.D, eds. Academic Publishers, London.
- Brussard, L. 1997. Biodiversity and ecosystem functioning in soil. *Ambio* 26, 563-570.
- Christensen, B.T. 1992. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Advances in Soil Science* 20, 1-90.
- Christensen, O.M. & Mather, J. G. 1998. Regnorme som øko-ingeniører i jordbruget: fra konventionelt til økologisk jordbrug. *Økologisk Planteproduktion*. ed. E. S. Kristensen, 135-142. Danmarks JordbrugsForskning.
- Cotton, D. C. F. & Curry, J. P. 1980. The effect of cattle and pig slurry fertilizers on earthworms *Oligochaeta*, *Lumbricidae* in grassland managed for silage production. *Pedobiologia* 20, 181 - 188.
- Deavin, A. 1978. The Rusch Concept of Soil Fertility and Method for its Micro-biological Evaluation. In *Towards a Sustainable Agriculture* J.-M. Besson & H. Vogtmann, eds., pp. 95-113. IFOAM International Conference Sissach 1977.
- Deboz, K., Rasmussen, P.H. & Pedersen, A.R. Seasonal dynamics of microbial biomass and selected soil enzymes activity in arable soils: effect of organic matter input. *Applied Soil Ecology* in press.
- Domsch, KH, Gams, W. & Weber, E. 1968. Der Einfluss verschiedener Vorfrüchte auf da Bodenpilzspektrum in Weizenfeldern. *Z. Pflanzenern. Düng. Bodenkd.* 119, 134-149.
- Domsch, K.H., Jagnow, G. & Anderson, T.-H. 1983. An ecological concept for the assessment of side-effects of agrochemicals on soil microorganisms. *Residue Reviews* 86, 65-105.
- Doran, J.W., Fraser, D.G., Culik, M.N. & Liebhardt, W.C. 1988. Influence of Alternative and Conventional Agricultural Management on Soil Microbial Processes and Nitrogen Availability. *American Journal of Alternative Agriculture* 2, 99-106.
- Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F. & Stewart, B.A. 1994. Defining soil quality for a sustainable environment. *SSSA Special Publication Number* 35.
- Edwards, C.A. & Lofty, J.R. 1977. *Biology of Earthworms*. Second ed. Chapman and Hall, London. 333 pp.
- Elmholt, S. 1991. Side-effects of propiconazole on Non-target Soil Fungi in a Field Trial Compared to Natural Stress Effects. *Microbial Ecology*, 22, 99-108.
- Elmholt, S. 1996. Microbial Activity, Fungal Abundance, and Distribution of *Penicillium* and *Fusarium* as Bioindicators of a Temporal Development of Organically Cultivated Soils. *Biological Agriculture and Horticulture*, 13, 123-140.
- Elmholt, S. 1999. Mikroorganismer og mycotoksinproducerende svampe. *Miljøforskning* 39, 31-37.

- Elmholt, S. & Kjølter, A. 1989. Comparison of the occurrence of the saprophytic soil fungi in two differently cultivated field soils. *Biological Agriculture and Horticulture* 6, 229-239.
- Elmholt, S. & Elsgaard, L. 1998. Dokumentation savnes. *Jord og Viden* 143, 17-19.
- Elmholt, S., Frisvad, J.C. & Thrane, U. 1993. The side-effects of fungicides on soil mycoflora with special attention to tests of fungicide effects on soil-borne pathogens, pp. 227-243. In: Altman, J. ed. *Pesticide Interactions in Crop Production: Beneficial and Deleterious Effects*. CRC Press, New York.
- Elmholt, S., Debosz, K., Schjønning, P., Munkholm, L., Rasmussen, C., Knudsen, I.M.B. & Rasmussen, P.H. 1997. Jordens frugtbarhed - mikrobiologi og jordstruktur, pp. 107-123. Temadag i Økologisk Jordbrug d. 10. juni, SP Rapport nr. 15.
- Elmholt, S., Schjønning, P., Debosz, K., Knudsen, I.M.B., Hockenhull, J., Petersen, S.O. & Rasmussen, P.H. 1998. "Jordens Frugtbarhed - Jordmikrobiologiske og jordfysiske forholds betydning som indikatorer for bio-tilgængelighed af organisk stof og hæmning af jordbårne sygdomme i økologisk dyrket jord". Slutrapport ØKO93-SP-1, ØKO93KVL-1.
- Filser, J. 1995. The effect of green manure on the distribution of collembola in a permanent row crop. *Biol. Fert. Soils* 19, 303 - 308.
- Fraser, D.G., Doran J.W., Sahs W.W. & Lesoing G.W. 1988. Soil microbial populations and activities under conventional and organic management. *J. Environ. Qual.* 17, 585-590
- Gravesen, S., Frisvad, J.C. & Samson, R.A. 1994. *Microfungi*. Munksgaard, Copenhagen.
- Hanlon, R. D. G. & Anderson, J. M. 1979. The effect of Collembola grazing on microbial activity in decomposition of leaf litter. *Oecologia* 38, 93-99.
- Hansen, E.M. 1994. Nitratudvaskning og N-optagelse i dyrkningssystemer med "Grønne marker" og tilførsel af gylle. SP rapport 34. Statens Planteavlsvforsøg, Lyngby.
- Hansen, S. 1996. Effects of manure treatment and soil compaction on plant production of a dairy farm system converting to organic farming practice. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 56, 173-186.
- Hansson, A-C., Andrén, O., Boström, S., Boström, U., Clarholm, M., Lagerlöf, J., Lindberg, T., Paustian, K., Petterson, R. & Sohlenius, B. 1990. Structure of the agroecosystem, pp. 41-83. In: André, O., Lindberg, T., Paustian, K. & Rosswall, T. eds. *Ecology of the arable land - organisms, carbon and nitrogen cycling*. Ecological Bulletins, 40. Munksgaard Int. Booksellers, Copenhagen.
- Hawksworth, D.L. 1991. The fungal dimension of biodiversity: magnitude, significance, and conservation. *Mycol. Res.* 95, 641-655.
- Hestbjerg, H. 1999. Mycometabolites in the ecology of *Fusarium* - exemplified by characterisation of *F. culmorum* and *F. equiseti*. Ph.D. Thesis, Botanical Institute, University of Copenhagen.
- Hill, R.A. & Lacey, J. 1984. *Penicillium* species associated with barley grain in the U.K. *Trans. Br. Myc. Soc.*, 82, 297-303.
- Hooker, J.E. & Black, K.E. 1995. Arbuscular mycorrhizal fungi as components of sustainable soil-plant. *Critical-Reviews-in-Biotechnology* 15, 201-212.
- Håkansson, I. & Reeder, R.C. 1994. Subsoil compaction by vehicles with high axle load - extent, persistence and crop response. *Soil & Tillage Research* 29, 277-304.
- Ineson, P., Leonard, M. A. & Anderson, J. M. 1982 Effect of collembolan grazing upon nitrogen and cation leaching from decomposing leaf litter. *Soil Biol. Biochem* 14, 601-605.

- Jakobsen, I., Abbott, L.K. & Robson, A.D. 1992. External hyphae of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi associated with *Trifolium subterraneum* 1: Spread of hyphae and phosphorus inflow into roots. *New Phytologist* 120, 371-380.
- Jensen, L.S., McQueen, D.J. & Shepherd, T.G. 1996. Effects of soil compaction on N-mineralization and microbial C and N: I. Field measurements. *Soil & Tillage Research* 38, 175-188.
- Jørgensen, K., Rasmussen, G. & Thorup, I. 1996. Ochratoxin A in Danish cereals 1986-1992 and daily intake by the Danish population. *Food Additives and Contaminants* 13, 95-104.
- Klironomos, J.N. & Kendrick, B. 1995. Relationships among microarthropods, fungi, and their environment. *Plant and Soil*, 170, 183-197.
- Knudsen, I.M.B., S. Elmholt, J. Hockenhull & D.F. Jensen 1995. Distribution of Saprophytic Fungi Antagonistic to *Fusarium culmorum* in Two Differently Cultivated Field Soils, With Special Emphasis on The Genus *Fusarium*. *Biological Agriculture and Horticulture*, 12, 61-79.
- Krogh, P. H. 1994. Microarthropods as bioindicators. A study of disturbed populations. In *Terrestrial Ecology*, pp. 96. Silkeborg: Natural Environmental Research Institute.
- Krogh, P.H.; Holmstrup, M.; Jensen, J. and Petersen, S.O. 1997. Ecotoxicological assessment of sewage sludge in agricultural soil. *Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen*, No 69.
- Ledgard, S.F. & Steele, K.W. 1992. Biological nitrogen fixation in mixed legume/grass pastures. *Plant and Soil* 141, 137-153.
- Lee, K.E. 1985. Earthworms. Their ecology and relationships with soils and land use. Academic Press. 411pp.
- Levnedsmiddelstyrelsen 1997. Overvågningsprogram for ochratoxin A i korn og mel 1993-1997. Rapport II.
- Lockwood, L.H. 1986. Soilborne plant pathogens: Concepts and connections. *Phytopathology* 76, 20-27.
- Ljungdahl, L.G. & Eriksson, K.-E. 1985. Ecology of Microbial Cellulose Degradation, pp. 237-299. In: Marshall, K.C. ed.. *Advances in Microbial Ecology*. Plenum Press, New York
- Lopez-Real, J.M. and R.D. Hodges 1986. *The Role of Microorganisms in a Sustainable Agriculture*. A B Academic Publishers, Berkhamstead.
- Lund, F., Thrane, U., Frisvad, J.C. & Filtenborg, O. 1992. IBT List of fungal cultures and their secondary metabolites. 1st ed., Department of Biotechnology: Technical University of Denmark, Lyngby
- Lumsden, R.D., Lewis, J.A. & Papavizas, G.C. 1983. Effect of Organic Amendments on Soilborne Plant Diseases and pathogen Antagonists. In *Environmentally Sound Agriculture* W. Lockeretz, ed., pp. 51-70. Praeger Publishing; New York.
- Marcussen, B. M., Axelsen, J. A. & Toft, S. The value of two Collembola species as food for a linyphiid spider. *Entomologia Experimentalis & Applicata* in press.
- Miller, M.H., McGonigle, T.P. & Addy, H.D. 1995. Functional ecology of vesicular arbuscular mycorrhizas as influenced by phosphate fertilization and tillage in an agricultural ecosystem. *Critical-Reviews-in-Biotechnology* 15, 241-255.
- Nishio, M. 1983. Direct-count estimation of microbial biomass in soil applied with compost. *Biological Agriculture & Horticulture* 1, 109-125.

- Pimentel, D. & Warneke, A. 1989. Ecological effects of manure, sewage sludge and other organic wastes on arthropod populations. *Agric. Zool. Rev.* 3, 1-30.
- Ploetz, R.C., D.J. Mitchell & R.N. Gallaher 1985. Population dynamics of soilborne fungi in a field multicropped to rye and soybeans under reduced tillage in Florida. *Phytopathology* 75, 1447-1451
- Powlson, D.S., Brookes, P.C. & Christensen, B.T. 1987. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biology and Biochemistry* 19, 159-164.
- Rasmussen, K.J. 1988. Plojning, direkte saning og reduceret jordbearbejdning til korn. *Tidsskrift for Planteavl* 92, 233-248.
- Reddersen, J., S. Elmholt & S. Holm 1998. Indirect effects of fungicides and herbicides on cereal field arthropods. Response to treatment-induced variations in leaf fungi and weeds in winter wheat 1994-1995. *Pesticides Research*, No. 44. Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen.
- Robertson, F.A. & Morgan, W.C. 1996. Effect of management history and legume green manure on soil microorganisms under organic vegetable production. *Australian Journal of Soil Research* 34, 427-440.
- Rusch, H.P. 1968. *Bodenfruchtbarkeit. Eine Studie biologischen Denskens*. Haug Verlag, Heidelberg.
- Schjøning, P. & Elmholt, S. 1996. Frem med Spaden! *Agrologisk Tidsskrift Marken* 3, 20-21.
- Seastedt, T. R. 1984. The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. *Ann. Rev. Entomology* 29, 25-46.
- Setälä, H. & Huhta, V. 1990. Effects of soil fauna on leaching of nitrogen and phosphorus from experimental systems simulating coniferous forest floor. *Biol. Fertil. Soils* 10, 170-177.
- Siepel, H. & de Ruyter-Dijkman, E.M. 1993. Feeding guilds of oribatid mites based on their carbohydrase activities. *Soil Biology and Biochemistry* 25, 1491-1497.
- Sprent, J. 1986. Nitrogen fixation in a Sustainable Agriculture, pp. 67-79. In: Lopez-Real, J.M. and R.D. Hodges eds. *The Role of Microorganisms in a Sustainable Agriculture*. Academic Publishers, Berkhamstead.
- Sunderland, K. D., Fraser, A. M. & Dixon, A. F. G. 1986. Field and laboratory studies on money spiders Linyphiidae as predators of cereal aphids. *Journal of Applied Ecology* 23, 433 - 447.
- Tisdall, J.M. & Oades, J.M. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33, 141-163.
- Toft, S. & Axelsen, J.A. Simulation study of aphid predation by polyphagous predators: Role of alternative prey and predation defences in the aphids in prep.
- Wardle, D.A. 1995. Impacts of disturbance on detritus food webs in agro-ecosystems of contrasting tillage and weed management practices. *Advances in Ecological REsearch* 26, 105 - 184
- Williams, S.T. 1982. Are antibiotics produced in soil? *Pedobiologia* 23, 427-435.

5 Naturindhold i økologisk jordbrug

Jens Reddersen

Afd. for Landskabsøkologi, Danmarks Miljøundersøgelser

En af de økologiske målsætninger er at "fremme en dyrkningsmæssig praksis, som tager størst muligt hensyn til miljø og natur". Samfundet og det økologiske jordbrug har derfor en fælles interesse i natur- og miljøbeskyttelse.

5.1 Naturindholdet og dets betydning for økologisk jordbrug og det omgivende samfund

Natur, naturindhold, naturkvalitet og biodiversitet er meget almindeligt anvendte begreber i den offentlige miljødebat. For de fleste er det begreber med positiv ladning, men det er også ret upræcise begreber, som offentlige debattører stort set efter forgodtbefindende kan spænde for næsten enhver vogn. Naturen er mangfoldig, og der findes næppe en menneskelig handling, der er så negativ, at den ikke vil gavne i det mindste én særligt tilpasset plante- eller dyreart. I det følgende forsøges begrebet "naturindhold" derfor indsnævret på en måde, som i hvert fald lader sig diskutere, om end den ikke påberåber sig at være den eneste korrekte eller endegyldig.

Hvad er nytteværdien?

Naturværdier og biodiversitet forsøges ofte relateret til en nytteværdi, som skal begrunde en højere prioritering af naturhensyn i samfundet eller hos de borgere, der administrerer natur (f.eks. landmænd). Eksempler er:

- *Mulige medicinplanter*
- *Genpulje til fremtidig forbedring af kulturarterne*
- *Biologisk skadedyrkontrol*: Har haft betydelig succes under kontrollerede forhold i væksthuse. Successen har været sjældnere i frugt- og grønsagskulturer på friland og yderst sjælden

og upålidelig i almindelige landbrugsafgrøder, hvor snarere sædskifterne og afgrøde- og husdyrkonstitution tillægges stor betydning. Nyttewærdien af "biologisk kontrol" giver således ikke en veldokumenteret, økonomisk begrundelse for et rigt naturindhold

- *Økosystem funktion/kollaps under kritisk tærskel*: De fleste forskere er i dag enige om, at fødevarerproduktion, overlevelse og ensidig tilfredsstillelse af menneskers materielle behov sikkert – rent teknisk – kan fortsætte selv efter meget store reduktioner i jordens økosystemer
- *Jagtinteresser*: Jagtbare arter kan inden for vide rammer trives uden basis i en rig natur. Ingen af de populæreste jagtarter er vanskelige med hensyn til deres krav til naturen. De kan let fremmes med en målrettet indsats som udsætning, vildtremiser og udfodring, der dog snarest skader den øvrige natur
- *Oplevelsesværdi for offentligheden*: De fleste undersøgelser af den almindelige borgers opfattelse af naturen bekræfter, at naturværdien forbindes med landskaberne som store æstetiske helheder og ikke pga. værdsættelse af specielle arter, sjældenheder, diversitet, eller lignende.

I det følgende funderes naturværdien alene i den synsvinkel, at vi har et ansvar for at passe på den danske natur og dens arter, som vi har arvet via geologien, forhistorien samt landskabet og dets kulturhistoriske udvikling. Dette ansvar beror alene på arternes egen værdi – lige meget om de ses og værdsættes af større eller mindre grupper af fuglekiggere, naturgæster, jægere eller landmænd.

Hvad er skadeværdien?

Traditionelt har landbruget og landmanden befundet sig i en stadig kamp om at fravriste naturen et udbytte, dvs. via arbejde, teknik og hjælpepestoffer at overskride de begrænsninger, som natur-

grundlaget sætter og at begrænse tabene til forskellige skadevoldende planter, svampe og dyr.

Aktuelt er det primært ukrudtet, der udgør et stort problem i det økologiske jordbrug. Ukrudtstryket og særlige problemukrudtsarter søges holdt nede på et moderat niveau via øget mekanisk jordbehandling samt et anderledes og mere varieret sædskifte end normalt ved konventionelt jordbrug.

Hvad er godt og skidt?

Begrebet naturkvalitet er ved at blive udviklet og operationaliseret i et igangværende projekt ved Danmarks Miljøundersøgelser (Ejrnæs & Mark 1997; Ejrnæs 1998; Nygaard *et al.* 1999, in press). Her ses naturen ikke som en modsætning til kulturen og den menneskelige påvirkning, fordi mennesket i Danmark siden istiden har påvirket såvel landskabet som plante- og dyrelivet i landskabet. Plante- og dyrelivet er dog stadig tilpasset de oprindelige økosystemer, og i takt med menneskets stadigt stigende formåen bliver stadig flere plante- og dyrearter dårligt tilpassede til det nutidige, stærkt menneskepåvirkede landskab. Derigennem er et stort antal oprindelige arter blevet sjældnere og mere spredt forekommende, mens et mindre antal oprindelige arter er blevet langt hyppigere og vidt udbredte, og endelig er der kommet en del nye arter, de fleste helt eller delvist ved menneskets hjælp.

Nogle menneskelige påvirkninger ligner dog naturlige processer mere end andre. Græsning, høslæt, afbrænding og nænsom hugst har paralleller til vilde dyrs græsning, naturlige brande og stormfald, mens gødskning, sprøjtning og opdyrkning hverken kvalitativt eller i omfang har de samme paralleller i den vilde natur. Fravær af sådanne naturfremmede påvirkninger er således et vigtigt mål for bevarelse af den oprindelige natur.

Bevarelsen af vilde dyr og planter kan naturligvis sikres ved målrettet beskyttelse af hver enkelt art. Dette bliver dog meget "teknisk-instrumentelt" med karakter af "kunstigt åndedræt" – og i længden uoverkommeligt. God naturkvalitet bør sikres gennem viden om arternes krav til levestedernes kvalitet og kvantitet og bør dermed sikres i et hel-

hedsorienteret økologisk perspektiv. God naturkvalitet har derfor rod i bevarelsen af arterne på deres naturlige levesteder, i naturlige plante- og dyresamfund samt i naturlige økosystemer med deres essentielle funktioner (hydrologi, næringsstofbalancer, jordbundsudvikling, succession, vekselvirkning med andre økosystemer). På denne måde vil bevarelsen af arterne opleves i højere grad at være på naturens egne betingelser og derfor mere utæmmet og "autentisk".

Autenticitet prioriteres meget højt i den danske naturforvaltning. Også naturgenopretning med øgning af artsdiversitet og genindvandring af værdifulde arter ønskes generelt gennemført igennem understøttelse af bagvedliggende naturlige processer - også selvom dette kan være en vanskeligere og mere usikker vej. F.eks. undersøges og implementeres udsåning af såvel sjældne som mere almindelige vilde plantearter ivrigt i andre EU-lande, men ikke i Danmark. En dansk undtagelse er dog udsætning af visse vildtarter og de medfølgende vildtplejeforanstaltninger i stor målestok.

5.2 Naturindholdet: Problemer og målsætninger på forskellige typer af agerland

Til udredning af landbrugslandskabets naturindhold er det nyttigt at skelne mellem forskellige arealtyper - baseret på typen af naturindhold, på de specielle problemer for naturtyperne samt på disse problemers relation til arealanvendelse og landbrugsdrift. Denne skelnen behøver ikke at være kompliceret - en nyttig opdeling baserer sig på dyrknings- og produktionseffektiviteten på arealerne, og hovedsagelig i forhold til om arealerne er i eller uden for omdrift. Nedenfor angives forskellige arealtyper i rækkefølge efter naturforvaltningsmæssig prioritet:

1. uden for omdrift
 - 1.a. halvkulturarealerne (enge og overdrev)
 - 1.b. småbiotoperne
2. I omdrift (sædskiftemarker)

Det skal understreges, at denne oversigt alene

omhandler landjordens natur, den terrestiske natur.

Biotoptype "sædskiftemarker"

Sædskiftemarkerne huser en- og flerårige afgrøder og er intensiv produktionsjord. Her må produktionen - også økologisk produktion - være det primære mål, som naturindholdet nødvendigvis må underordnes: Plante- og dyrearter, hjemmehørende på sædskiftemarkerne, trives netop her, fordi de har en biologi, der gør dem tolerante eller endog giver dem særlige overlevelsesmuligheder her under de stadige "forstyrrelser" fra markdriften. Visse ukrudtsarter kendes således kun fra dyrkede marker, som altså er deres forudsætning.

Udvikling i driftsformerne må nødvendigvis føre til ændrede livsbetingelser for markernes vilde flora og fauna, og det er naturfilosofisk meget vanskeligt at argumentere for et absolut niveau eller absolutte kriterier for artsindhold og naturværdier løst fra en rentabel og stadigt udviklende landbrugsproduktion på disse arealer. Det vil således være umuligt at foreslå et reference-økosystem, der skulle sætte sådant et konstant og absolut niveau. Ukrudtsarterne har naturligvis vist både frem- og tilbagegang, men det er relativt få arter fra de dyrkede markers flora og fauna, der blot kommer i nærheden af den nationale Rødliste (jf. Stoltze og Pihl, 1998). De afgørende problemer på sædskiftemarkerne har klart været pesticiderne (jf. nedenfor).

Som helhed betragtet er sædskiftemarkerne jo heller ikke en arealmæssigt begrænset biotoptype med en total andel omkring 2/3 af Danmarks areal. Markarternes store kolonisations- og reproduktionssevne samt markernes store landskabs-økologiske sammenhæng vil også betyde, at flora og fauna på nyanlagte "tomme" markarealer i løbet af ganske få år ville ligne alle andre marker.

Både plante- og dyrearter tilknyttet sædskiftemarkerne er præget af fleksibilitet, overlevelse gennem ugunstige perioder, stor spredningsevne, høj reproduktionsrate, m.m. som alt i alt også vil betyde, at sædskiftemarkernes planter og dyr relativt hurtigt vil reagere på ændringer i driftsformerne - både de negative og de positive (f.eks. henholdsvis

start og ophør af pesticidanvendelse).

Biotoptype "halvkulturarealer"

For halvkulturarealerne er det lige modsat: En meget stor del af de nationale naturbeskyttelsesinteresser og Rødlistearter, er knyttet til de permanente og især ekstensivt udnyttede halvkulturarealer - det gælder f.eks. planter, svampe, biller, sommerfugle, padder og krybdyr. Her eksisterer der tillige veldefinerede naturtyper og konkrete arealer, der kan tjene som referencearealer og standarder for biodiversitet og artsindhold. Halvkulturarealernes naturværdi balancerer mellem to modsatrettede problemer begge begrundet i deres manglende rentabilitet:

- *ophør af den ekstensive drift med græsning og hoslæt, der ellers forhindrer tilgroning. Formelt set overgår arealet fra "halvkultur" til "natur", men reelt set med overgang til et langt mere udbredt, banalt og artsfattigt naturindhold med højstauder, krat og efterhånden skov*
- *inddragelse i mere intensiv drift, via dræning, vanding eller gødskning, mens egentlig opdyrkning eller omsåning normalt vil være forhindret, pga. at arealerne hyppigt har §3-status.*

Biotoptype "udyrkede småbiotoper"

De udyrkede arealer består i det åbne land i meget høj grad af småbiotoperne. De har netop pga. af deres lidenhed og form (linieformede) en stor grænseflade, normalt til dyrkede marker, og et meget højt rand:areal-forhold. I nærværende rapport fokuseres på denne hovedpart af de udyrkede arealer, som er småbiotoper med kant til dyrkede marker, og som - via denne nærhed - er særligt udsatte for påvirkninger fra markdriften under de forskellige dyrkningsformer. Det er overvejende arealer som læhegn, græs- og stendiger, grøfter, vandløbsbrinker, vejkanter, mergelgrave, m.m., men også kanten af større naturarealer såsom skovbryn. De plante- og dyrearter, der er knyttet til de mere permanente og uforstyrrede biotoper - både halvkulturarealerne og de udyrkede småbiotoper - er karakteriserede ved mindre fleksibilitet i forhold til ændringer i miljøet og dermed også i arealudnyttelsen og driftsformen. Arterne er nøjsomme og stabile under naturlige forhold, men ved forstyrrelser udkonkurreres de let af me-

re almindelige og trivielle forstyrrelsestolerante arter. De har heller ikke markarternes evne til at overleve gennem perioder med ugunstige forhold (f.eks. via en frøbank i jorden). De er samtidigt mindre mobile, sådan at de kun meget langsomt genindvandrer, når de først er uddøde lokalt. Sammenholdt med inertien i de jordbundsmæssige forhold ved eutrofiering (jf. nedenfor), har disse arter således en stor sårbarhed over for forstyrrelser og stor inert i forhold til rekolonisering og opformering.

Til forskel fra sædskiftemarkerne anses selve arealet, mængden og fordeling og omfordeling i landskabet som alvorligt begrænsende faktorer for naturindholdet og for bevarelse af værdifulde plante- og dyresamfund på disse udyrkede arealer (dette er det såkaldt landskabsøkologiske aspekt). Småbiotoparealet er gået stærkt tilbage (Agger & Brandt, 1987) og det samme gælder de oprindelige halvkulturarealer (f.eks. Møller & Ovesen, 1980; Ejrnæs, 1998). Tilmed vil værdien af nyanlagte kompensationsarealer være uhyre begrænset i årtier/århundreder fremover pga. den økologiske inert i disse biotopyper. Nyanlæg kan være nødvendige, men er ikke på kort sigt et fyldestgørende svar på de enorme tilbagegange for arterne på arealerne uden for omdriften.

På grund af ovennævnte forhold slår ændringer i arealanvendelse og driftsformer hurtigt igennem ved forringelser, men ofte skuffende langsomt ved forbedringer. Dette giver for disse biotopyper og deres naturindhold en ganske særlig vægtning på konservative strategier for naturforvaltningen. Det afføder også en stærk opprioritering af hensynet til naturindholdet i småbiotoperne og på halvkulturarealerne frem for på dyrkningsfladen, som der redegøres nærmere for i de følgende underafsnit.

5.3 Økologisk jordbrug og naturindholdet på de dyrkede marker

I dette og de to følgende underafsnit gives en oversigt over undersøgelser af effekten på naturindholdet ved økologisk jordbrug, dvs. i en sam-

menligning til konventionel drift. Sådanne undersøgelser har den fordel, at de giver de svar vi ønsker med hensyn til økologisk versus konventionel driftsform. Omvendt mangler de typisk en god udredning af de enkelte bagvedliggende årsagsfaktorer, hvorfor de ikke kan korrigeres løbende i takt med den stadige udvikling i begge driftsformer. I realiteten mangler gode prædiktive modeller, der både kan anskueliggøre og forudsige effekter af de mange samtidige og vekselvirkende faktorer, der krydses i mødet mellem arterne i naturen, landbrugslandskabets strukturelle mosaik og dynamikken i tid og rum, hvorunder ændringer i landbrugsdriften hører.

De dyrkede markers planteliv

I konventionelt landbrug er der over perioden 1968-88 konstateret en markant tilbagegang i mængden af fremspiret ukrudt på de dyrkede marker (Andreasen *et al.* 1996) og herunder for arter som *Alm. Hønsetarm*, *Alm. Markarve*, *Alm. Spergel*, *Burre-Snerre*, *Glat Vejbred*, *Nat-Limurt*, *Rød Arve* og *Svine-Mælde*. Kun *Fuglegræs* var blevet hyppigere og endda kun i græsmarker. Tilsvarende blev der over perioden 1964-89 konstateret en markant tilbagegang i mængden af levende frø i frøpuljen på konventionelt dyrkede marker (Jensen & Kjellsson, 1995) med det totale frøantal reduceret til knapt 50%. For artsdiversiteten var udviklingen endnu mere dramatisk, nemlig fra 12,1 til 4,8 arter pr. mark og endvidere blev 37 ukrudtsarter ikke genfundet, mens der kun blev fundet 9 nye arter. Denne negative udvikling kan med rimelighed antages at være forårsaget af især herbicidsprøjtningen sammen med de højere gødskningsniveauer, tættere afgrøder og vanding på lettere jorder.

Økologisk dyrkede marker har større mængder af markukrudt og større artsdiversitet. I henholdsvis Danmark og England er der således fundet en ca. 5 gange højere ukrudtsbiomasse og en 2,4-5,3 gange højere plantetæthed (Hald & Reddersen, 1990) og ca. 1,8 gange højere dækningsgrad (Moreby *et al.*, 1994) i økologiske kornmarker end i tilsvarende konventionelle. Artsdiversiteten var langt højere i økologiske kornmarker (Hald & Reddersen, 1990): Totalt fandtes der det dobbelte antal arter, og allerede inden ukrudtsprøjtning i

de konventionelle marker var artsdiversiteten kun 17 arter pr. 2 m² mod 29 arter i de økologiske, og denne forskel voksede efter ukrudtsprøjtningen, hvor niveauet faldt yderligere fra 17 til 12 arter pr. 2 m².

Imidlertid er det relative indhold af *græs-ukrudt* væsentligt højere i konventionelle kornmarker, ca. 50%, mod kun 7% i økologiske marker (data fra Hald & Reddersen 1990). Dækningsgraden af tokimbladet ukrudt var omvendt 12-40 gange højere i økologiske marker (Moreby *et al.*, 1994) beroende på, at hovedparten af de tokimbladede arter havde større dækningsgrad i økologisk marker, nemlig *Kamille*, *Ærenpris*, *Stedmoder*, *Fuglegræs*, *Rød Arve*, *Valmue*, *Vej-Pileurt* og *øvrige tokimbladede*, men ikke *Burre-Snerre*. Ophør af herbicidsprøjtning har formentlig en hovedrolle heri: Mængden og andelen af græsukrudt mindskedes, mens den totale mængde af ukrudt og mængden af tokimbladet ukrudt øgedes i sprøjtefri randzoner i konventionel kornavl (Hald *et al.*, 1994).

Kun det tokimbladede ukrudt kan udvikle blomster, der kan udnyttes af blomster-besøgende insekter. Forekomst og mængde af blomstring hos sådanne tokimbladede arter vil endvidere afhænge af ukrudtets hæmning i forhold til afgrøden. Der er ingen undersøgelse af den faktisk realiserede ukrudtsblomstring og frøsætning. Det konventionelle jordbrugs anvendelse af herbicider og den forøgede konkurrenceevne hos afgrøderne fører imidlertid som nævnt til lavere tætheder af tokimbladede ukrudtsplanter og dermed med stor sandsynlighed til et stærkt nedsat udbud og kvalitet af blomster for blomsterbesøgende insekter. Afgrødernes egen blomsterværdi øges betydeligt ved økologisk drift med øget hyppighed af *Kløver* (*Hvid-Kløver* og især *Rød-Kløver*) og *Lucerne* i sædskiftet (høj værdi for langsablede blomsterspecialister) på trods af den betydelige nedgang i andelen med *Raps*. Det kan således udledes, at det samlede udbud af trækplanter for blomsterbesøgende insekter vil være markant højere ved omlægning til økologisk drift både med hensyn til mængde, artsdiversitet og stabilitet over sæsonen og med hensyn til kvalitet for specialiserede blomsterbesøgere.

De lavere, mere variable og overvejende organiske gødningsmængder ved økologisk drift forventes kun at have en mindre effekt på ukrudtsfloraens mængde og sammensætning. I forhold til konventionel drift er det herbicidanvendelsen, der gør den store forskel, mens det inden for økologisk jordbrug er kombinationen af sædskifte, afgrødevalg og de tilhørende markoperationer, der har den største betydning (Andreasen *et al.*, 1996). Økologisk jordbrug vil naturligvis også tilstræbe størst mulig produktivitet inden for det givne regelgrundlag, og man må forvente en stor forbedring i teknik, i effektiviteten af den mekaniske ukrudtsbehandling og i afgrødenes konkurrenceevne. Det er dog også relevant at overveje, hvorvidt de lavere niveauer af vækstfaktorer som gødning, kalk og vand vil medføre et øget gennemslag af jordbundenes naturlige beskaffenhed og dermed understøtte den regionalt og edafisk betingede variation i ukrudtsfloraen (Andreasen 1990, Andreasen *et al.*, 1991).

De dyrkede markers insektliv

Insektfaunaen på de dyrkede marker, der oftest består af uhyre almindelige arter, har sjældent tiltrukket sig interesse i natur- og miljøforskningen. Der er derfor kun meget ringe dokumentation for markfaunaens udvikling i moderne tid, men allerede Potts & Vickerman (1974) konstaterede lavere artsdiversitet i den specialiserede planteavl, hvor korn afløste ældre driftsformer, hvor husdyr og græs med høslæt indgik. Over en tyveårig periode, 1970-89, var den totale tæthed af leddyr i konventionelle kornmarker faldet til det halve (Aebischer & Potts, 1990) – fra 1080 til 560 individer pr. m². Tilbagegangen var generel og forekom parallelt inden for de fleste større insektgrupper – taksonomiske (snyltehvepse, rovbiller, edderkopper, bladhvepse etc.) såvel som trofiske grupper (planteædere, svampeædere og rovdyr). Kun springhaler (collemboler) var gået frem i perioden.

Den manglende interesse for naturindholdet på dyrkningsfladen viser sig især ved, at de fleste undersøgelser fokuserer på insekter af agronomisk betydning, hovedsageligt bladlus som skadedyr og deres naturlige fjender. Der er således konstateret væsentligt lavere tætheder af *bladlus* i økologiske

kornmarker sammenlignet med konventionelle (Moreby *et al.*, 1994; Reddersen, 1997).

En række undersøgelser – typisk mindre og af blandet statistisk kvalitet – har fundet højere niveauer af nytteinsekter ved økologisk driftsform. Generelt er der fundet en klart positiv effekt af økologisk driftsform på *løbebille*-faunaen (Dritschilo & Wanner, 1980; Holopainen, 1983; Hokkanen & Holopainen, 1986; Kromp, 1989; Christensen, 1990; Booij & Norlander, 1992) med en mindre men også positiv effekt på *edderkopper* og ingen effekt på *rovbiller* (Christensen, 1990; Booij & Norlander, 1992).

Der er således klare tendenser til flere bladlusfjender og færre bladlus i økologiske kornmarker. Der er dog alene en korrelation og ikke nødvendigvis en årsagssammenhæng - måske reagerer de blot på forskellig vis på økologisk driftsform. Den almindelige opfattelse er, at *bladlus* reguleres via afgrøden (nedefra) snarere end af naturlige fjender (oppefra). Bladlus og andre skadevoldere som *meldug* opformerer sig hurtigere på konventionelle afgrøder med deres kraftigere vækst og rigeligere kvælstofforsyning (Bainbridge, 1974; Jones, 1977; Bartels, 1987).

Med hensyn til sædskiftemarkernes generelle insektfauna foreligger der kun to brede sammenligninger af driftsformerne, hvor konklusionerne dog umiddelbart er temmelig forskellige: Hald & Reddersen (1990; se også Reddersen, 1997) fandt, at kun to grupper var hyppigst i konventionelle marker, nemlig *bladlus* og *vandfluer*, begge potentielt skadevoldende på kornafgrøden. Bladlusenes enorme antal i det ene af to år betød, at der her var totalt flest leddyr i konventionelle kornmarker. Alle andre mål viste dog højere niveauer i økologiske kornmarker, nemlig total insekttæthed og biomasse (ekskl. bladlus), tætheden af 27 enkeltgrupper (inden for både biller, tæger og fluer m.m.), antallet af fuglefødeemner samt artsdiversiteten.

Moreby *et al.* (1994) og Moreby (1996) fandt derimod ingen forskel i de totale tætheder, og inden for enkeltgrupper var der kun spredte forskelle i begge retninger - oftest med det højeste niveau i

den konventionelle vinterhvede.

Den danske undersøgelse anses for at være mest repræsentativ og generelt gyldig, fordi:

- Moreby *et al.* (1994) sammenligner kun driftsformerne i markens randzone, hvor forskellen mellem driftsformerne er langt mindre end i hovedparten af marken blot 3-9 m væk fra kanten (Hald & Reddersen, 1990)
- Moreby *et al.* (1994) foretog en "ren" sammenligning af vinterhvede uden udlæg i begge driftsformer, mens Hald & Reddersen (1990) inddrog den større alsidighed typisk for økologiske kornmarksafgrøder
- I overensstemmelse med nationale forskelle i sprøjtebehov og -praksis blev der anvendt insekticider i en del af de konventionelle marker hos Hald & Reddersen (1990), men ingen insekticider hos Moreby *et al.* (1994)

Begge undersøgelser omfattede dog alene én afgørødetype (korn) ud af hele sædskiftet og så på enkeltmarker isoleret.

Eksemplet viser med stor tydelighed betydningen af at fastlægge de præmisser, hvorunder to hele og komplekse dyrkningssystemer skal sammenlignes og resultaterne fortolkes.

Generelt må man forvente flere arter og individer af insekter i sædskiftemarkerne ved omlægning til økologisk drift:

- *Insekticiderne forsvinder*, og selv såkaldt "specifikke bladlusmidler" har betydelige negative, toksiske effekter på i hvert fald en række andre insekter (Sotherton, 1991)
- *Herbiciderne forsvinder*, og ukrudtet tjener som føde, skjul eller fremmer på anden måde hovedparten af markernes insekterarter: Insektmængden er således meget tæt korreleret med mængde og sammensætning af ukrudt og udlæg (Hald & Reddersen, 1990; Hald *et al.*, 1994; Reddersen *et al.*, 1998)
- *Fungiciderne forsvinder*, og ikke-skadevoldende bladsvampe tjener som afgørende føde-ressource for mange specifikt svampeædende in-

sektarter (Reddersen *et al.* 1998)

- *Organisk gødskningsform* kunne fremme insekterne ved økologisk drift - muligvis ved at tjene som en særskilt føderessource - eller på anden ukendt vis som i tilfældet med løbe- og rovbiller (Purvis & Curry, 1984)
- *Et rigere sædskifte* med større variation af afgrøderne i tid og rum og deraf følgende variation i frekvens og tidspunkt for jordbehandlingen (flerårige foderafgrøder og både vår- og vinterafgrøder) kunne fremme arter med forskellige krav og dermed, totalt set, en større artsrigdom

Heroverfor står et højere gødskningsniveau ved konventionelt jordbrugs import af uorganisk gødning, der i konventionelle marker forventes (jf. ovenfor) at medføre:

- Større afgrødeproduktion og ændret plantekemi, der medfører større vækst af afgrødekonsumerende insekter (bladlus)
- Ændret plantekemi samt flere exudater og honningdug (fra bladlus) på bladoverfladerne, der øger væksten af såvel patogene (*meldug*) som ikke-patogene bladsvampe - og højere niveauer af bladsvampe kunne øge antallet af svampeædende insekter

Naturindholdet er således i hovedreglen, men ikke på enhver måde, størst ved økologisk drift. Der kan findes undtagelser, hvor antallet af enkelte dyr og planter, biomasse, m.m. er større ved konventionel drift. Dette er dog kun undtagelser (enkelte arter af græsukrudt, bladlus og svampe). Således balancerer tætheden af svampeædende insektarter imellem:

- forøgede mængder af svampe i konventionelle afgrøder pga. gødskning, ændret plantekemi og exudater
- reducerede mængder af svampe i konventionelle afgrøder pga. fungicidsprøjtning

Og således balancerer tæthederne af skadevoldende bladlus mellem:

- forbedrede fødebetingelser i en kraftigere afgrøde med gunstigere plantekemi

- bekæmpelse via insekticidanvendelsen.

I almindelighed må man sige, at:

- konventionelle marker kan producere *store mængder af et temmelig fattigt plante- og dyreliv*
- økologiske marker producerer *ret store mængder af et mere mangfoldigt plante- og dyreliv*

De dyrkede markers fugle

Der er i virkeligheden meget få fuglearter, der er snævert knyttede til de dyrkede sædskiftemarker. Det drejer sig især om *Sanglærke* og *Vibe*, mens yderligere et par agerlandsarter, *Agerhøne*, *Fasan* og *Gulspurv*, ofte fouragerer på markfladen omend de yngler i de tilgrænsende udyrkede kantbiotoper. Flere af disse arter er gået stærkt tilbage i nyere tid (Potts, 1986; Petersen & Jacobsen, 1997).

Det er således karakteristisk, at det snarere er mængden af udyrkede småbiotoper, der afgør både antal og diversitet af fugle i et givet landbrugsområde. I et område med stort indhold af småbiotoper blev der registreret 21 ynglende arter, hvoraf kun 2, *Sanglærke* og *Vibe*, var tilknyttet de dyrkede marker. I området uden indslag af træbevoksede småbiotoper blev der kun registreret disse 2 arter og kun en tredjedel så mange individer (Jørgensen, 1971). Lignende resultater er fundet af Odderskær & Prang (pers. komm.) og Petersen & Reddersen (upubl. data).

En omfattende dansk undersøgelse fandt markant flere fugle på økologiske brug inden for en lang række fuglearter (Braae *et al.*, 1988; Christensen *et al.*, 1996). Da hovedparten af de favoriserede arter var snævert tilknyttede udyrkede småbiotoper, er det dog ikke indlysende, at årsagen skyldes brugen af pesticider og kunstgødning. Resultaterne bekræftes dog delvist af en ikke-afsluttet engelsk undersøgelse (Chamberlain *et al.* 1995), hvor der var et højere antal fugle i økologisk jordbrug - om sommeren i kantbiotoperne og om vinteren på markerne.

Alle de egentligt marktilknyttede arter fouragerer på insekterne i marken, hvorfor de i økologisk dyrkede marker vil være begunstigede af de større mængder af insektfødeemner (Reddersen, 1997); idet bladlus ikke er et attraktivt fødeemne for fug-

le (Potts, 1986; Elmegård *et al.*, 1994). Sanglærkens reproduktion og overlevelse er specielt i kølige og fugtige somre stærkt begrænset af insektfødemængden, der i konventionelle kornmarker er påvirket af pesticidanvendelsen (Odderskær *et al.*, 1998). Dette er antageligt årsagen til, at *Sanglærke* favoriseres af den økologiske driftsform (Christensen *et al.*, 1996; Wilson *et al.*, 1997), og at noget lignende formentlig gælder for *Agerhøne*.

Mekanisk ukrudtsbehandling er i gennemsnit hyppigere ved økologisk drift og fortsætter længe hen i vækstsæsonen end ved konventionel drift. Ukrudtsbehandlingen stræber naturligvis pr. definition efter at reducere ukrudtsmængden og kan skabe moderate skader på især den jordlevende del af insektfaunaen, men omvendt er der en stor variation i den mekaniske ukrudtsbehandling igennem sædskiftet. Der er høj frekvens i rækkeafgrøder, moderat i korn til modenhed, lille i hedsæd og ingen i kløvergræs. Der har været nogen bekymring for negative effekter af øget jordbehandling på jordrugende markfuglearter - især *Sanglærke* og *Vibe*. En igangværende undersøgelse kan bekræfte, at jordbehandling (fingerstrigle) kan forårsage æg- og ungedødelighed hos *Sanglærke* - afhængigt af frekvens og timing (Odderskær, pers. komm.). Den samlede effekt af økologisk jordbrug er dog afhængig af mange andre faktorer, der netop i den nævnte undersøgelse forsøges integreret i en prædiktiv landskabsøkologisk model.

Stub- og kløvergræsmarker har i efterårs- og vinterperioden forhen været vigtige fourageringshabitater for både stand- og trækfugle, der er frø- og planteædende. Kløvergræsmerkernes betydning for *Skovdue* er dog i nyere tid til dels erstattet af vinterraps (Inglis *et al.* 1997). Stubmarker og kløvergræs vil begge forekomme hyppigere, mens vinterraps sjældent forekommer i det økologiske jordbrug. Herigennem vil der totalt set opnås en større og mere tilgængelig vinterføderessource af ukrudtsfrø, spildkorn og kløverblade, der vil gavne mange arter, såsom *Skovdue* (Inglis *et al.*, 1990) og *Gulspurv* (Petersen & Nøhr, 1992).

De dyrkede markers pattedyr

Med hensyn til pattedyrs levevilkår på konventionelt dyrkede arealer findes god dokumentation for

de påvirkninger, landbrugsdriften udøver på hare og rådyr, medens oplysninger om levevilkårene for de øvrige arter af pattedyr i landbrugslandskabet er yderst sparsomme. Hverken blandt småpattedyrene eller de store pattedyr findes der arter, der alene er knyttet til de dyrkede arealer. Der findes ingen specialviden om pattedyrs levevilkår på økologisk dyrkede marker. Registreringer af antallet af harer på danske konventionelle og økologiske landbrug viste ingen signifikante forskelle på bestandenes størrelser i de to dyrknings-systemer (Braae, Nøhr & Petersen, 1988).

Der er ingen dokumentation for, at anvendelse af pesticider og kunstgødning har haft en negativ indflydelse på hare- og rådyrbestandes sundhedstilstand eller benyttelse af afgrøderne i konventionelt dyrkede marker. Derimod har de typer af afgrøder, der dyrkes, og kombinationen af afgrøderne til forskellige årstider en stor betydning for fordelingen og for antallet af harer og rådyr i marklandskabet. Græsningsmarker i omdrift udlagt med en blanding af græs og kløver er specielt det første år efter etableringen særdeles attraktive fourageringssteder for såvel harer som for råvildt (Frylestam, 1980; Strandgaard, 1972).

5.4 Økologisk jordbrug og naturindholdet i småbiotoperne

Vegetationen i agerlandets småbiotoper

Urtevegetationen på arealerne uden for omdrift (småbiotoper og halvkulturarealer) er uhyre forskellig fra omdriftsarealernes vegetation. Uden for omdriften afløses markens enårige ukrudtsarter af helt andre og flerårige urter og græsser, der begrundes ved fravær af jordbehandling.

Det er en udbredt opfattelse, at netop floraen i kantbiotoperne har ændret sig markant og systematisk igennem nyere tid. Der eksisterer desværre næsten alene anekdotisk dokumentation herfor fra fagfolk og almindelige borgere, mens der ikke eksisterer gamle vegetationsundersøgelser af småbiotoperne.

Synspunktet støttes dog indirekte af følgende forhold:

- Den voldsomme tilbagegang i areal, antal og sammenhæng i landbrugslandskabets småbiotoper (Agger & Brandt, 1987)
- Den negative udvikling, der er set på hovedparten af halvkultur- og naturarealerne og deres naturindhold (Møller & Ovesen, 1980; Stoltze & Pihl 1998; Ejrnæs, 1998)
- Kendskabet til såvel direkte sprøjtning som utilsigtet drift af herbicider, spredning af kunstgødning og ammoniakdeposition ind i småbiotoperne (bl.a. Marshall & Smith, 1987; Boatman, 1992; DeSnoo & Wegener Sleetwijk, 1993)
- Nutidig eksperimentel dokumentation af effekt af herbiciddoser og næringsstofberigelse på småbiotopvegetationen (f.eks. Kleijn & Snoeiijing, 1997)

Ud over de kvantitative forringelser (nedlæggelse og indsnævring af småbiotoper) har der antageligt været mindst lige så betydelige kvalitative forringelser. Den kvalitative forringelse antages at bestå i en ændring

- *hen imod mere vidt udbredte, artsfattige, høje og skyggede vegetationer*
- *væk fra mere lokalt varierede, artsrigere, rigtblomstrende, lavtvoksende og lysåbne vegetationer.*

Årsagerne anses for at være:

- mange arters følsomhed og lokale uddøen ved den jævnlige herbicidafdrift fra nabomarker
- lyskonkurrence fra de få næringsstofelskende og højt voksende arter
- irreversibilitet - dels pga. næringsstoffernes binding i vegetation og jord- og dels pga. den landskabelige fragmenterings øgede hæmning af genindvandring til arealer, hvorfra arter er uddøde.

Der foreligger ingen undersøgelser af småbiotopvegetationen ved henholdsvis økologisk og konventionel drift. Imidlertid må markdriftens negative påvirkning af kantbiotopernes vegetation forventes at ophøre med overgang til økologisk markdrift. Gødningen - organisk staldgødning eller grøngødning - vil af rent udbringningstekni-

ske årsager ikke spredes til siden, ligesom man må forvente større økonomisering med de begrænsede gødningsressourcer. Ammoniakdeposition fra husdyrgødning og lignende diffuse kilder vil dog stadig kunne udgøre problemer.

Den økologiske driftsform må derfor antages at kunne have positive effekter på kantbiotopernes miljøforhold - og derfor potentielt også på deres vegetation: Især må det gælde, at hvor en uforstyrret og artsrig flora endnu er bevaret, vil økologisk markdrift fremover sikre kantbiotopen mod skader fra pesticider og gødningsstoffer. Det er straks mere tvivlsomt, hvorvidt dette positive potentiale vil blive realiseret i ødelagte småbiotoper: Det er helt usandsynligt, at de hidtige og udbredte negative effekter på floraen er reversible - i hvert fald på kort og mellemlangt sigt.

Stopes *et al.* (1995) rapporterede ganske vist en 10% øgning af artsrigdommen i hegnenes bundvegetation over 11 års økologisk drift, men kun ved en samtidig, systematisk pleje af hegnene. Kantbiotoperne på otte danske økologiske brug med en alder på 6-40 år havde ikke en stor og varieret urtevegetation (Gramstrup 1998; Reddersen upubl. data): De meget få og spredte kantbiotoper med høj naturværdi forekom her i forbindelse med arealer, der allerede under den tidligere konventionelle drift havde været mere beskyttede - f.eks. langs/i permanente våde enge, havskrænter, vejkanter, åbrinker og gravhøje.

Økologisk jordbrug må forventes at bringe den negative miljøbelastning af småbiotoperne og halvkulturarealerne med pesticider og gødningsstoffer til ophør. Men man må omvendt forvente, at naturindholdet i hovedparten af småbiotoperne på økologiske brug i årtier fremover vil være begrænset og fastlåst af hændelser fra deres konventionelle fortid. Økologisk drift vil dog klart kunne forbedre beskyttelsen af få og spredte bevarede levesteder med høj naturværdi.

Insektfaunaen i agerlandets småbiotoper

Forudsætningen for en varierende og artsrig insektfauna i småbiotoper, halvkulturarealer og naturområderne er overalt en positiv udvikling for vegetationen. Urtefloraen i kantbiotoperne anses her for at være en "flaskehals" i øgningen af den generelle naturværdi i småbiotoperne - ud fra den

rimelige antagelse, at hvis blot en god floristisk tilstand og udvikling kan sikres, vil naturværdien for de øvrige organismegrupper også øges. Det vil være en nødvendig, men også i mange tilfælde en tilstrækkelig forudsætning.

Mest oplagt findes denne afhængighed hos specialiserede planteædende insekter såsom *dagsommerfugle* og *kollesværmere* (Clausen *et al.*, 1998; Clausen & Holbeck 1998). Det gælder både betydningen af floraen som værtplanter og som nektartrækplanter (Clausen & Holbeck, 1998), og dette er sikkert en del af baggrunden for et højere antal *dagsommerfugle* i småbiotoperne i kanten af økologisk dyrkede marker sammenlignet med konventionelle (Feber *et al.*, 1997). Kun for trivielle og ofte skadevoldende arter af dagsommerfugle (*Kålsommerfugle*, *Pieris* spp.) var der ingen forskel mellem dyrkningsformerne. Dertil kommer, at selv ret lave koncentrationer af insekticider i småbiotoperne ved afdrift fra marksprøjtning kan øge larvedødeligheden hos dagsommerfugle dramatisk (Davis *et al.*, 1993).

Insektfaunaen i markerne er dog stærkt afhængige af kantbiotoperne og andre udyrkede arealer som beskyttende overvintringshabitater, da markerne i vintertilstanden sjældent yder tilstrækkelig beskyttelse mod kulde og vand. Her øges kvaliteten af overvintringshabitaten af en hævet, veldrænet digeprofil sammen med en græs-/urtevegetation med tuer og rosetter (Thomas *et al.*, 1991). Sådanne nye erstatningsbiotoper er undersøgt og under indførelse i praksis i en del lande ("beetle banks"): Idéen og målsætningen bag dem er dog igen primært en øgning i den del af faunaen, der forventes at bidrage til biologisk kontrol af skadevoldere, især bladlus. Her tilvejebringes den optimale vegetationsdækning ved udsåning af dertil egnede frøblandinger. De er derimod ikke specielt rettet mod genskabelse af generel naturværdi, og de vil ikke huse en naturlig, rig og uforstyrret vegetation.

Der kan dog ikke argumenteres for nogen simpel sammenhæng mellem kvaliteten af småbiotoperne som overvintringshabitat og økologisk drift, ligesom den økologiske driftsform ikke i sig selv begrunder en kvantitativ øgning af småbiotoperne.

Fugle- og pattedyrfaunaen i agerlandets småbiotoper

Med de større og mere mobile arter i fugle- og pattedyrfaunaen er det i stigende grad svært at fastholde opdelingen mellem marker og udyrkede småbiotoper, halvkultur- og naturarealer, idet samtlige områder i landskabsmosaikken udnyttes - på samme tid eller i en mere eller mindre fast cyklus over året. Det gør det også i stigende grad vanskeligt, med den eksisterende viden, at udskille effekten af driftsformen fra den øvrige landskabsøkologiske struktur, drift og ændringer heri.

Som nævnt i afsnit 5.3 er hovedparten af de fuglearter, der er talrigere på økologiske bedrifter, snævert knyttet til de udyrkede småbiotoper. Resultatet var overraskende, da disse arter ikke forventedes at være direkte afhængige af markdriften, og fordi der i undersøgelsen var korrigeret for mængden af småbiotopstrukturer; fordi fuglefaunaen i småbiotoperne ikke forventes at være væsentligt påvirket toksisk af pesticidafdrift (f.eks. Odderskær & Sell, 1993), og fordi der ikke er klare tegn på en rigere urteflora i de økologiske brugs småbiotoper (jf. ovenfor).

Forekomst, mængde, størrelse, fordeling og typer af småbiotoper har den helt afgørende betydning for fuglefaunaen. Ved sammenligning mellem hele landskaber er det er således altid nødvendigt først at korrigere for småbiotoperne for at analysere andre mønstre, såsom driftsform (Braae *et al.*, 1988, Chamberlain *et al.*, 1995). Derfor har der også været nogen usikkerhed om fortolkningen af den større og rigere mængde af fugle, der er fundet - selv efter korrektion for småbiotoper - på økologiske brug.

5.5 Økologisk jordbrug og naturindholdet på halvkulturarealerne

Generelt knytter der sig specielt store naturforvaltningsinteresser til halvkulturarealerne - aktuelt med hensyn til denitrifikationen på våde enge i forhold til vandmiljøet - og generelt som vigtige mål for naturbeskyttelsen pga. den høje andel af rødlistede danske plante- og dyrearter, der er

hjemmehørende på henholdsvis overdrev og våde enge (Stoltze & Pihl 1998).

Et af problemerne med disse vigtige biotyper er imidlertid, at de er meget sårbare i forhold til den nyere tids driftsformer; og at der derfor er store forskelle i bevarelsen af naturtilstanden på halvkulturarealerne (jf. f.eks. Plöger, 1991; Ejrnæs, 1998, Nygaard *et al.*, 1999, in press), hvor kontinuitet, omsåning med kulturgræsser, gødskning, herbicidanvendelse og græsning spiller afgørende ind.

På grund af den økologiske inert i vegetationens udvikling er naturværdien i første række stærkt afhængig af en lang kontinuitet som ekstensivt græsningsareal uden omlægning. De fleste sådanne arealer er i dag enten fredede og/eller omfattede af §3-beskyttelse og vil derigennem være beskyttede (juridisk set) mod omsåning eller ændret arealudnyttelse. Den fortsatte bevarelse af sådanne velbevarede naturværdier beror dernæst på fravær af gødskning og herbicidbehandling. På arealer med §3-status er det tilladt at fortsætte driften som hidtil. Derfor kan der på sådanne konventionelt drevne arealer både forekomme regelmæssig gødskning, herbicidspøjtning mod tokimbladet ukrudt samt sjældnere insekticidspøjtning mod f.eks. torbister, smeldere og stankelben.

Endelig er moderat afgræsning også en vigtig faktor, ved at sikre en lysåben, lavtvoksende og heterogen vegetation med mange tokimbladede og blomstrende urter samt i sidste ende ved at forhindre tilgroning i krat og skov.

Småbiotopernes store problem var den store grænseflade og lille afstand til marken, der specielt ved konventionel drift har givet store og negative påvirkninger ind på småbiotoperne og deres naturindhold. Halvkulturarealerne er via deres størrelse, mindre grænseflade og større afstand til markerne som helhed bedre beskyttet imod påvirkninger fra driften på sædskiftemarkerne.

Halvkulturarealernes problem har derimod været selve driften på arealerne, der i hovedsagen har bevæget sig i to negative retninger:

- *intensivering (inddragelse i dyrkningsarealet, omsåning*

fra vilde arter til få udsåede kulturgræsser, gødskning, herbicidanvendelse mod tokimbladet ukrudt samt (sjældnere) insekticidanvendelse mod græsningsarealernes skadevoldere, forøget græsningstryk)

- *ekstensivering (ophør af græsning og høslat med tilgroning til følge)*

Arterne, biologien og økologien i halvkulturarealerne er dog ellers langt hen ad vejen de samme som i agerlandets småbiotoper, og overordnet er typen af trusler også den samme. Derimod er halvkulturarealernes driftsmæssige betydning helt anderledes end småbiotopernes – da det er potentielle driftsarealer. Denne forskel har stor betydning for både trusler og muligheder i deres naturforvaltning.

Den økologiske driftsform vil være gavnlig også på de ekstensive halvkulturarealer pga. totalt ophør af anvendelse af herbicid- og insekticidspøjtning. Gødsningen forventes også at ophøre ved økologisk drift på permanente græsningsarealer, idet gødskning her forventes at bortfalde ved prioriteringen af de begrænsede gødningsressourcer. Hvor økologisk driftsform medfører et lidt større og bedre fordelt husdyrhold, må det forventes at kunne medvirke til sikring mod tilgroning af marginale halvkulturarealer. Græsningstrykket kan dog også være for stort: Redderen (upubl. data) har på økologiske brug fundet naturindhold af planter og dagsommerfugle på værdifulde arealer væsentligt reduceret af et stort græsningstryk. Mindre engarealer har også været benyttet til bigballedepot og lignende, så der kan være grund til at være opmærksom på sådanne problemer på økologiske bedrifter.

På størstedelen af halvkulturarealerne er der sket store skader på naturindholdet ved ompløjning, udsåning af kulturgræsser, opbygning af høje næringsstofniveauer og uddøen af arter. Derfor vil den positive effekt af økologisk drift være størst og indtræffe hurtigst på de få og spredte arealer, hvor historiske tilfældigheder har bevaret et højt og uforstyrret naturindhold. Således fandt Younie & Baars (1997), at kun de permanente græsningsarealer havde et højere artsindhold ved økologisk drift, mens dette ikke var tilfældet for græsarealerne i omdriften. Artsindholdet i 2. års konventionelle græsmarker er faktisk lavere end i nogen af

sædskifteafgrøderne (Andreasen, 1990).

For de mange forarmede halvkulturarealer vil der formodentligt kun være positive effekter af økologisk drift i et meget langt tidsperspektiv - pga. inertien i eutrofieringen og genindvandring af arter. På halvkulturarealerne er der dog lidt bedre muligheder for forbedringer end i de udyrkede kantbiotoper, idet åbning af vegetationen og fjernelse af næringsstoffer kan og bør forekomme her via moderat græsning og høslæt. Da en negativ næringsstofbalance kan være målet - i hvert fald nogle steder - er der grund til at se kritisk på tilskudsfordring på sådanne arealer.

5.6 Muligheder for fremme af naturindholdet i økologisk jordbrug

Kerneproblemerne i agerlandets naturindhold og dets relation til landbrugsdriften må tage udgangspunkt i denne redegørelses skarpe skel mellem på den ene side dyrkningsfladen og på den anden side udyrkede småbiotoper og halvkulturarealerne.

Det er opfattelsen, at det i første omgang vil være naturindholdet på de dyrkede marker, der vil drage stor fordel af omlægningen. Responset på omlægning er hurtigt hos markfladens tilpasningsdygtige og formeringsdygtige arter, men disse hurtige og store gevinster vedrører imidlertid primært meget udbredte og talrige arter. De største naturværdier og den mest perspektivrige naturgenopretning ligger i de udyrkede småbiotoper og på halvkulturarealerne. Her findes de største problemer og flaskehalse for naturkvaliteten - på bedriftsniveau såvel som på regionalt og nationalt niveau. Responset på forbedringer inkl. etablering af erstatningbiotoper er imidlertid af flere grunde uhyre langsomt - i en grad der kan risikere at virke demotiverende.

Hovedanliggendet i dette kapitel er derfor at argumentere for en ansvarlighed i det økologiske jordbrug for hele landbrugslandskabets og hele landbrugsejendommens naturværdier og ikke kun

for den direkte drift på sædskiftearealerne. Derfor foreslås her en udvikling af mål, vejledning og krav til økologisk jordbrugs omgang specielt med de udyrkede småbiotoper og halvkulturarealerne.

Dyrkningsfladen

- Moderat anvendelse af mekanisk ukrudtsbehandling, især sent i vækstsæsonen
- Sikring af alsidigt sædskifte og forskellige afgrødetyper også på rene planteavlsbedrifter og andre specialiserede bedriftstyper
- Moderate markstørrelser bl.a. med mulighed for genetablering af udyrkede markskelsbiotoper
- Anvendelse af vildtskånsomme høstmetoder i de udbredte afgrødetyper med græsslæt og helsæd.

Udyrkede småbiotoper og halvkulturarealerne

- Identifikation, kortlægning og fortsat bevarelse af større områder med stor forekomst af småbiotoper og halvkulturarealer med et velbevaret og rigt naturindhold (regioner, vandoplande, etc.)
- Identifikation, kortlægning og fortsat bevarelse af konkrete småbiotoper og halvkulturarealer med et naturindhold på lokalt niveau (bedriftsniveau)
- Sikring og skånsom omgang med særligt værdifulde strukturer og deres nærmeste omgivelser velbevaret og rigt såsom stendiger, gamle træer, dødt ved, skovbryn, veldrænede jorddiger, fortidsminder, kystskrænter, vandhuller, mosearealer, søer, kildevæld og vandløb
- Naturhensyn ved anlæggelse af kompoststakke, møddinger, halmdepoter, ensilagedepoter m.m.
- Sikring af halvkulturarealerne, også på bedrifter uden høslæt eller eget kvæghold
- Skånsom drift og pleje på sådanne særlige arealer
- Udpegning af udyrkede suppleringsarealer til øgning af naturindhold på meget langt sigt

- Forbedrede regler og rådgivning omkring udlægning og etablering af suppleringsarealer med høj vægtning af marginale arealer med hensyn til edafiske, hydrologiske og topografiske forhold (f.eks. "tør, høj, sydvendt, solrig og sandet" versus "våd, lav, tørvepræget") eller i umiddelbar tilknytning til eksisterende arealer
- Friholdelse af næringsstoftransport til udyrkede biotoper
- Fjernelse af næringsstoffer fra eutrofierede udyrkede biotoper og halvkulturarealer
- En god fordeling af kvægholdet mellem bedrifter og regionerne.

5.7 Referencer

- Aebischer, N.J. & Potts, G.R. 1990. Long-term changes in numbers of cereal invertebrates assessed by monitoring - Proceedings of Brighton Crop Protection Conference 1990 - Pests & Diseases: 163-172.
- Agger, P. & Brandt, J. 1987. Småbiotoper og marginaljorder. - Marginaljorder og miljøinteresser. Miljøministeriets projektundersøgelser 1986; Teknikerrapport nr. 35. Skov- og Naturstyrelsen, København. 225 pp.
- Andreasen, C. 1990. Ukrudtsarternes forekomst på danske sædskiftemarken. - Licentiatafhandling fra Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole. 53 pp + 11 bilag.
- Andreasen, C., Streibig, J.C. & Haas, H. 1991. Soil properties affecting the distribution of 37 weed species in Danish fields. - Weed Research 31: 181-187.
- Andreasen, C., Stryhn, H. & Streibig, J.C. 1996. Decline of the flora in Danish arable fields. - Journal of Applied Ecology 33: 619-626.
- Bainbridge, A. 1974. Effect of Nitrogen Nutrition of the Host on Barley Powdery Mildew. - Plant Pathology 23: 160-161.
- Bartels, G. 1987. Zur Wirtschaftlichkeit der Krankheitsbekämpfung im Weizen bei differenzierter Stickstoffdüngung und unterschiedlich anfälligen Sorten. - Gesunde Pflanzen 39: 126-134.
- Boatman, N.D. 1992. Herbicides and the management of field boundary vegetation. - Pesticide Outlook 3: 30-34.
- Booij, C.J.H. & Noorlander, J. 1992. Farming systems and insect predators. - Agric. Ecosystems Environ. 40: 125-135.
- Braae, L., Nøhr, H. & Petersen, B.S. 1988. Fuglefaunaen på konventionelle og økologiske landbrug. - Miljøprojekt, 102. Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen. 116 pp.
- Chiverton, P.A. & Sotherton, N.W. 1991. The effects on beneficial arthropods of the exclusion of herbicides from cereal crop edges. - Journal of Applied Ecology 28: 1027-1039.
- Chamberlain, D., Evans, J., Fuller, R. & Langston, R. 1995. Where there's muck, there's birds. The BTO's Organic Farm Project. - BTO News 200: 15-17.
- Chamberlain, D., Fuller, R. & Brooks, D. 1996. The effects of organic farming on birds. - Elm Farm Research Centre Bulletin 21: 5-9.
- Christensen, K.D., Jacobsen, E.M. & Nøhr, H. 1996. A comparative study of bird faunas in conventionally and organically farmed areas. - Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift 90: 21-28.
- Christensen, R.J. 1990. Polyphage prædatorer i økologiske og konventionelle landbrugssystemer. - Masters-thesis, University of Aarhus, Dept. of Zoology, 13 pp. + appendices.
- Clausen, H.D. & Holbeck, H.B. 1998. Factors influencing abundance of butterflies and burnets in the uncultivated biotopes of organic farmland. - Unpublished Masters thesis. Biological Institute, University of Aarhus.

- Clausen, H.D., Holbeck, H.B. & Reddersen, J. 1998. Butterflies on organic farmland: association to uncropped small biotopes and their nectar sources (Papilionoidea and Hesperoidea, Lepidoptera). - *Entomologiske Meddelelser* 66: 33-44.
- Davis, B.N.K., Lakhani, K.H., Yates, T.J., Frost, A.J. & Plant, R.A. 1993. Insecticide drift from ground-based, hydraulic spraying of peas and brussels sprouts: bioassays for determining buffer zones. - *Agriculture, Ecosystems and Environment* 43: 93-108.
- DeSnoo, G.R. & Wegener-Sleeswijk, A. 1993. Use of pesticides along field margins and ditch banks in the Netherlands. - *Medelingen van de Faculteit der Landbouwwetenschappen, Universiteit Gent* 58/3a: 921-926.
- Dover, J.W., Sotherton, N.W. & Gobbett, K. 1990. Reduced pesticide inputs on cereal field margins: the effects on butterfly abundance. - *Ecol.Entomol.* 15: 17-24.
- Dritschilo, W. & Erwin, T.L. 1982. Responses in abundance and diversity of cornfield carabid communities to differences in farm practices. - *Ecology* 63: 900-904.
- Dritschilo, W. & Wanner, D. 1980. Ground Beetle Abundance in Organic and Conventional Corn Fields. - *Environmental Entomology* 9: 629-631.
- Ejrnæs, R. & Mark, S. 1997. Den vilde, den tamme og den uautentiske. *URT* 21: 22-29.
- Ejrnæs, R. 1998. Structure and processes in temperate grassland vegetation. Ph.D.-Thesis. Danmarks Miljøundersøgelser. 126 pp.
- Elmegaard, N., Rasmussen, P.N. & Poulsen, J.G. 1994. Arthropod Food Items of the Skylark (*Alauda arvensis*) in Danish Fields. *Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen* 46 Miljøministeriet, Kbh.
- Feber, R.E., Firbank, L.G., Johnson, P.J. & Macdonald, D.W. 1997. The effects of organic farming on pest and non-pest butterfly abundance. - *Agriculture, Ecosystems & Environment* 64: 133-139.
- Frylestam, B. 1980. Utilization of farmland habitats by European Hares (*Lepus europeus* Pallas) in Southern Sweden. - *Swedish Wildlife Research* 11: 271-284.
- Gramstrup, M. 1998. En vegetationsanalyse af agerlandets småbiotoper. - Rapport til "Biologisk Projektarbejde", Biologisk Institut, Aarhus Universitet.
- Hald, A.B., & Reddersen, J. 1990. Fugleføde i kornmarker - insekter og vilde planter. - *Miljøprojekt* 125. Miljøstyrelsen, Kbh. 112 pp.
- Hald, A.B., Pontoppidan, H., Reddersen, J. & Elbek-Pedersen, H. 1994. Sprøjtefri randzoner i sædskiftemarken. Plante- og insektliv samt udbytter: Landsforsøg 1987-92. - *Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen* 6. Miljøstyrelsen, København.
- Hokkanen, H. & Holopainen, J.K. 1986. Carabid species and activity densities in biologically and conventionally managed cabbage fields. - *Journal of Applied Entomology* 102: 353-363.
- Holm, S. N. 1966. The utilization and management of bumble bees for red clover and alfalfa seed production. - *Annual Review of Entomology* 11: 155-182.
- Holopainen, J. 1983. Carabid beetles (Col., Carabidae) associated with cruciferous crops in organic and conventional farms in central Finland. - *Savonia* 6: 19-27.
- Inglis, I.R., Isaacson, A.J., Thearle, R.J.P. & Westwood, N.J. 1990. The effects of changing agricultural practice upon Woodpigeon (*Columba palumbus*) numbers. - *Ibis* 132: 262-272.
- Inglis, I.R., Isaacson, A.J., Smith, G.C., Haynes, P.J. & Thearle, R.J.P. 1997. The effect on the woodpigeon (*Columba palumbus*) of the introduction of oilseed rape into Britain. - *Agriculture, Ecosystems & Environment* 61: 113-121.
- Jensen, H.A. & Kjellson, G. 1995. Frøpølens størrelse og dynamik i moderne landbrug. I: Ændringer af frøindholdet i agerjord 1964-1989. - *Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen* 13. Miljøstyrelsen. København, 141 pp.

- Jones, F.G.W. 1977. Pests, Resistance and Fertilizers. - 12th Colloquium of the International Potash Institute: 111-135.
- Jørgensen, O.H. 1971. En undersøgelse af ynglefugletætheden i dansk agerland i 1969 og 1970. - Dansk orn. Foren. Tidsskr. 78:105-120.
- Kleijn, D. & Snoeiijing, G. I. J. 1997. Field boundary vegetation and the effect of agrochemical drift: botanical change caused by low levels of herbicide and fertilizer. - J. Appl. Ecol. 34: 1413-1425.
- Kromp, B. 1989. Carabid Beetle Communities (Carabidae, Coleoptera) in Biologically and Conventionally Farmed Agroecosystems. - Agriculture, Ecosystems and Environment 27: 241-251.
- Marchant, J.H., Hudson, R., Carter, S.P. & Whittington, P.A. 1990. - Population trends in British breeding birds. British Trust for Ornithology, Tring.
- Marshall, E.J.P. & Smith, B.D. 1987. Field margin flora and fauna: interaction with agriculture. - Field margins (eds. J.M. Way & P.W. Grieg-Smith). BCPC-Monograph 35: 23-34. British Crop Protection Council, Farnham, Surrey.
- Marshall, E.J.P., Thomas, C.F.G., Joenje, W., Kleijn, D., Burel, F. & le Coeur, D. 1994. Establishing vegetation strips in contrasted European farm situations. - In: Field Margins: integrating agriculture and conservation. BCPC Monograph 58: 335-340.
- Moreby, S.J., Aebischer, N.J. & Sotherton, N.W. 1994) A comparison of the flora and arthropod fauna of organically and conventionally grown winter wheat in southern England. - Annals of Applied Biology 125, 13-27.
- Moreby, S.J. 1996. The effects of organic and conventional farming methods on plant bug densities (Hemiptera: Heteroptera) within winter wheat fields. - Annals of Applied Biology 128: 415-421.
- Møller, H.S. & Ovesen, C.H. 1980. Status over den danske plante- og dyreverden. Miljøministeriet, Fredningsstyrelsen, København. 456 pp.
- Nygaard B., Mark S., Baattrup-Pedersen A., Dahl K., Ejrnæs R., Fredshavn J., Hansen J., Lawesson J.E., Münier B., Møller P.F., Risager M., Rune F., Skriver J. og Søndergaard M. 1999 in press. Naturkvalitet - kriterier og metodeudvikling. DMU rapport nummer XX.
- Odderskær, P. & Sell, H. 1993. Survival of great tit (*Parus major*) nestlings in hedgerows exposed to a fungicide and an insecticide: a field experiment. - Agriculture, Ecosystems & Environment 62: 21-29.
- Odderskær, P., Prang, A., Elmegaard, N. & Andersen, P.N. 1997. Skylark Reproduction in Pesticide Treated and Untreated Fields. - Pesticides Research 32. Miljø- og Energiministeriet, Kbh. 72 pp.
- Petersen, B.S. & Nøhr, H. 1992. Pesticiders indflydelse på gulspurvens levevilkår. - Bekæmpelsesmiddel-forskning fra Miljøstyrelsen 1. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen. København.
- Petersen, B.S., Falk, K. & Bjerre, K.D. 1995. Yellowhammer Studies on Organic and Conventional Farms. - Pesticides Research 15. Miljøstyrelsen, Copenhagen, 79 pp.
- Petersen, B.S. & Jacobsen, E.M. 1997. Populations trends in Danish farmland birds. - Pesticides Research 34. Miljø- og Energiministeriet, Kbh. 84 pp.
- Plöger, E. 1991. Gødskning på vedvarende græsningsarealer - en trussel. - Urt 1?*: 4-14.
- Potts, G.R. 1986. - The Partridge: Pesticides, Predation and Conservation. Collins, London. 274 pp.
- Potts, G.R. & Vickerman, G.P. 1974. Studies on the Cereal Ecosystem. - Adv.Ecol.Res. 8: 107-197.
- Powell, W., Dean, G.J. & Dewar, A. 1985. The influence of weeds on polyphagous arthropod predators in winter wheat. - Crop Protection 4: 298-312.
- Purvis, G. & Curry, J.P. 1984. The influence of weeds and farmyard manure on the activity of carabidae and other ground-dwelling arthropods in a sugar beet crop. - J.Appl.Ecol. 21: 271-283.
- Reddersen, J., Elmholt, S. & Holm, S. 1998. Indirect effects of fungicides and herbicides on cereal field arthropods. Response to treatment-induced variations in leaf fungi and weeds in winter wheat 1994-1995. - Pesticides Research 44. Miljøstyrelsen, Copenhagen. 110 pp.

- Reddersen, J. 1997. The arthropod fauna of organic versus conventional cereal fields in Denmark. - Proc. "Entomological Research in Organic Agriculture" March 1995 Vienna. - Biological Agriculture and Horticulture 15: 61-71.
- Sotherton, N.W. 1990. The effects of six insecticides used in UK cereal fields on sawfly larvae (Hymenoptera: Tenthredinidae). - Brighton Crop Protection Conference 1990 - Pests and Diseases: 999-1004.
- Speight, M.R. & Lawton, J.H. 1976. The influence of weed-cover on the mortality imposed on artificial prey by predatory ground beetles in cereal fields. - Oecologia 23: 211-223.
- Stoltze, M. & Pihl, S. (red.) 1998. Rødliste 1997. - Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen & DMU.
- Stopes, C., Measures, M., Smith, C. & Foster, L. 1995. Hedgerow management in organic farming - impact on biodiversity. - In: Isart, J. & Llerena, J.J. (eds.. Biodiversity and Land Use: The role of Organic Farming (pp. 121-125). Proc. 1st ENOF Workshop, Bonn 1995. Barcelona.
- Strandgaard, H. 1972. The Roe Deer (*Capreolus capreolus*) population at Kalø and the factors regulating its size. - Danish Rev. Game Biol. 7: 1-205.
- Thomas, M.B., Wratten, S.D. & Sotherton, N.W. 1991. Creation of "island" habitats in farmland to manipulate populations of beneficial arthropods: predator densities and emigration. - J. Appl. Ecol. 28: 906-917.
- Vickerman, G.P. & Sunderland, K.D. 1977. Some effects of dimethoate on arthropods in winter wheat. - J.appl.Ecol. 14: 767-777.
- Wilson, J.D., Evans, J., Browne, S.J. & King, J.R. 1997. Territory distribution and breeding success of skylarks *Alauda arvensis* on organic and intensive farmland in southern England. - Journal of Applied Ecology 34: 1462-1478.
- Wilson, J.D., Taylor, R. & Muirhead, L.B. 1996. Field use by farmland birds in winter: an analysis of field type preferences using resampling methods. - Bird Study 43: 320-332.
- Younie, D. & Baars, T. 1997. Resource Use in Organic Grassland: The Central Bank and the Art Gallery of Organic Farming. In: Isart, J. & Llerena, J.J. eds.. Resource Use in Organic Farming. Proc. 3rd ENOF Workshop, Ancona 1997. Barcelona.

6 Økologisk jordbrug i særligt følsomme landbrugsområder

Niels Halberg
Afd. for Jordbrugssystemer, Danmarks JordbrugsForskning

De sidste årtiers store fokus på landbrugets miljøpåvirkning har bl.a. resulteret i en detaljeret statslig regulering af produktionen på den enkelte bedrift samt en række tilskudsordninger, som har til hensigt at fremme mere miljøvenlig landbrugsdrift i forhold til specifikke mål om f.eks. reduceret nitratudvaskning, bevarelse af engområder, etablering af naturarealer på landbrugsjord mv.

Amterne er derfor blevet pålagt at udpege særligt følsomme landbrugsområder, områder med særlige drikkevandsinteresser, områder med naturværdier, økologiske forbindelseslinier etc. (Anonym, 1996). I forbindelse med implementeringen af ledsageforanstaltningerne til reformen af EU's landbrugspolitik i 1992 har amterne siden 1994 kunnet udpege særligt følsomme landbrugsområder, herunder særligt nitratbelastede grundvandsområder og højt prioriterede naturbeskyttelsesområder. I stigende grad er der ønsket om, at tilskudsordningerne bruges koordineret af flere landmænd i sammenhængende områder. Dette tilskyndes f.eks. ved, at den enkelte landbruger kan opnå højere tilskudsbeløb pr. ha i miljøfølsomme områder med høj andel deltagende bedrifter. I den forbindelse erkender landboforeningerne, at i områder, hvor grundvandet er truet af højt nitratindhold, bør det beskyttes ved lokale foranstaltninger, herunder nedsat kvælstofforbrug og flere græsarealer (Anonym, 1997).

Der er altså en bred vifte af ønsker, planer og reguleringstiltag med henblik på at fremme landbrugets varetægelse af naturværdier og mindske den negative miljøpåvirkning i områder med særlige værdier eller problemer. For at løse sådanne regionale problemer er der imidlertid behov for, at flere landbrugere i området trækker på samme

hammel. Desuden vil det være en fordel, især med hensyn til varetægelse af naturværdier, at deres indsats bygger på en høj grad af forståelse for værdier og mål bag problemstillingen. Inden for økologisk jordbrug har man netop taget udgangspunkt i opbygningen af et fælles sæt værdier og en fælles målsætninger for et miljøvenligt jordbrug byggende på lokale ressourcer, som udgangspunkt for udvikling af praksis og egne regler (Halberg *et al.* 1999; Michelsen & Kølster, 1998). Denne kombination af samspillet mellem værdier og produktion samt en koordineret indsats er naturligvis ikke forbeholdt økologiske landbrugere. Den hidtidige udvikling af økologisk jordbrug som en bevægelse gør det imidlertid relevant at undersøge perspektiverne i at bruge netop økologisk jordbrug som instrument til at fremme lokalitetsspecifikke miljømål.

Støtte til økologisk jordbrug som et forsøg på at løse miljøproblemer kan således opfattes som en måde at imødekomme en række miljømål med et relativt enkelt reguleringsmiddel. Samfundsmæssigt set kunne fordelene være, at man kan klare sig med færre regler og direkte indgreb i produktionsmetoderne, fordi økologisk jordbrug bygger på landmændenes egen selvregulering (Halberg *et al.*, 1999). Derfor kunne det give lavere transaktionskostninger (dvs. myndighedernes omkostninger til gennemførelse af reguleringsforanstaltninger) i forhold til andre former for regulering af landbrugets miljøpåvirkning, som f.eks. detaljerede regler for hvert enkelt miljøproblem (Dabbert, 1997).

Det frugtbare i denne idé afhænger naturligvis af, om økologisk jordbrug som produktionsform er en interessant løsning på kombinationen af land-

brugsproduktion og miljøbeskyttelse, herunder grundvandsbeskyttelse og naturværdier. Det er en umiddelbar fordel, at økologisk jordbrug ikke bruger pesticider, hvorved forurening af ikke-dyrkede områder og grundvand med disse stoffer helt undgås. Hvorvidt dette er en stor forskel fra fornuftig brug af pesticider i konventionelt jordbrug skal ikke vurderes her.

Bedømt ud fra analyserne i kapitel 2 og 5 samt tidligere analyser af økologiske og konventionelle kvægbrug er der flere forhold som tyder på, at økologisk jordbrug kan være et alternativ, der i højere grad tilgodeser nogle af de miljø- og naturværdier, som offentligheden ønsker. Det forsigtighedsprincip og den helhedstænkning, som dyrkningsreglerne er udtryk for, medfører i mange tilfælde et mindre ressourceforbrug og en mindre negativ effekt på omgivelserne og tillader en større variation af vild flora og fauna i landskabet sammenlignet med produktionen af tilsvarende konventionelle produkter. Dette gælder dog ikke i alle tilfælde. Dels er der økologiske driftsformer, især grønsagsavl, som sammenlignet med tilsvarende konventionelle produktioner kan udgøre en større risiko for næringsstofftab. Dels er der ikke noget i de økologiske regler, som reelt sikrer, at der bliver flere naturområder i form af småbiotoper og arealer uden for sædskiftet, ligesom afgrødevalget på nogle økologiske bedriftstyper vil være mindre varieret end på konventionelle. Der er desuden tegn på, at ikke alle målene i det økologiske jordbrugs avlsgrundlag har været ofret lige megen opmærksomhed. Disse forhold peger for det første på behovet for at videreudvikle økologisk jordbrug, evt. via en stramning af reglerne i forhold til lokalitetsspecifikke mål, og for det andet på behovet for, at økologerne løbende monitorer effekten af deres driftsform på udvalgte områder.

Disse forhold vil blive uddybet i det følgende. Først diskuteres hvilke problemstillinger økologisk jordbrug kunne bidrage til at løse og hvilke krav, der i så fald stilles til videreudvikling af økologisk jordbrug i forhold til de forskellige miljømål. Dernæst beskrives nogle principielle forhold vedr. værdier, mål og regler inden for økologisk jordbrug af betydning for vurderingen af de mu-

lige miljøfordele samt nogle forslag til, hvordan dette kan monitoreres.

6.1 Økologisk jordbrug i områder med særlige drikkevandsinteresser

Der er i flere omgange udpeget områder med henblik på at sikre rent grundvand. Andersen *et al.* (1998) angiver, at 28% af de 462.000 ha, som blev udpeget som SFL-områder, er grundvandsområder og Strukturdirektoratet angiver, at der i Nordjyllands, Viborg og Århus amter er udpeget ca. 50.000 ha særligt følsomme grundvandsområder. Dertil kommer, at amterne i forbindelse med regionsplanlægningen i 1997 blev bedt af Miljø- og Energiministeriet om at udpege områder med særlige drikkevandsinteresser. Der er ikke nødvendigvis sammenfald mellem SFL-områder og områder med særlige drikkevandsinteresser, men det er siden blevet muligt for amterne at tilbyde miljøstøtteordningerne (MVJ) fra SFL-områderne til landmænd i områder med særlige drikkevandsinteresser. Det samlede omfang af udpegede områder med særlige drikkevandsinteresser kendes ikke p.t., men bl.a. er store dele af Sjælland udpeget. I Ringkøbing og Sønderjyllands amter er der relativt store udpegninger på agerjord, men her er der ikke indtil videre mulighed for at bruge MVJ i områder med særlige drikkevandsinteresser. Der findes ikke p.t. en opgørelse over grundvandsområdernes og drikkevandsområdernes fordeling på jordtyper, driftsformer eller landbrugsstruktur eller belægningsgrad inden for disse områder. Der er dog væsentlige områder på sandjord og med husdyrproduktion (Kristensen, pers. komm.). Der er samme tæthed af økologisk drevne arealer indenfor SFL områderne som helhed som i resten af landet (1,7%, Andersen *et al.*, 1998). Det kunne evt. være interessant at støtte udbredelsen af økologisk jordbrug netop i grundvands-/drikkevandsområder, dels pga. forbuddet mod pesticid-anvendelse, og dels pga. potentialet for en bedre næringsstofhusholdning. Denne idé overvejes også i bl.a. Tyskland (Geier *et al.*, 1998; Willer, 1998) og i Frankrig (Deffontaines, 1993; Gautronneau, 1997). Som vist i kapitel 2 er der ofte et lavere kvælstofstab fra netop økologiske

kvægbrug på sandjord, hvor en del af områderne tilsyneladende er udpeget. Ved andre driftsformer er der imidlertid også ved økologisk drift et vist tab af næringsstoffer.

Analyser af næringsstofomsætningen - især kvælstof og fosfor - viste, at det mindre overskud pr. ha og den deraf lavere tabsrisiko på de økologiske kvægbrug sammenlignet med de konventionelle bl.a. skyldes systematiske forskelle i måden at planlægge planternes kvælstofforsyning på (Halberg *et al.* 1995). De konventionelle landmænd søger som regel mod et forventet, økonomisk optimalt gødningsniveau i hver afgrøde for sig. Heroverfor står det økologiske ideal om at gøde jorden i stedet for planterne og bruge omsætningen af jordminerale og organisk stof som kilde til planternes næringsstofforsyning. De økologiske avlsregler (ingen indkøb af handelsgødning og restriktioner på indkøb af husdyrgødning) tvinger økologen til at optimere gødningsforsyningen for hele sædskiftet ud fra en helhedsbetragtning, fordi næringsstoffressourcerne er begrænsede. Det er desuden en vigtig faktor, at økologernes egne regler indeholder en grænse for brug af husdyrgødning på 1,4 DE pr. ha, hvilket er strammere end statens regler på 1,7-2,3 DE/ha.

Som diskuteret i kapitel 2 kan man dog ikke i alle tilfælde regne med, at de økologiske regler bevirker et lavere næringsstofftab fra økologiske bedrifter. Hvis koordineret omlægning til økologisk drift i drikkevandsområder med sikkerhed skal reducere nitratudvaskningen, er der derfor behov for at udvikle økologiske driftsformer, som har et meget lavt kvælstoftab. Det er især u hensigtsmæssig brug af kløvergræsmarker, der udgør en stor risiko for nitratudvaskning. Der bør derfor udarbejdes retningslinier for benyttelsen af afgræsningsmarker (på kvægbrug især sidst på sæsonen, på brug med udendørs sohold i forhold til rotation og flytning af dyr) samt for udnyttelsen af forfrugtsværdien i de efterfølgende afgrøder. Desuden kunne man kræve et samarbejde vedr. sædskifte og brug af husdyrgødning mellem økologiske planteavlsbedrifter og husdyrbedrifter. Endelig kan det være nødvendigt at regulere importen af husdyrgødning til visse økologiske bedriftstyper samt at re-

ducere den maksimale belægningsgrad yderligere til f.eks. 1 DE/ha i grundvandsområder.

Sådanne retningslinier bør ikke nødvendigvis formuleres som detaljerede dyrkningsregler, idet det muligvis er mere hensigtsmæssigt at lade den enkelte bedrift udvikle sin egen driftspraksis i forhold til det overordnede mål om at minimere N-tabet. Hvor vidt dette sker kan mere hensigtsmæssigt monitoreres gennem målinger og beregninger på mark- eller bedriftsniveau. Der er derfor behov for at undersøge mulighederne for at bruge simple næringsstofbalancer som udtryk for det potentielle tab. Hidtidige erfaringer med at bruge bedriftens kvælstof- og fosforbalancer som indikatorer for den potentielle miljøpåvirkning viser, at variationen mellem bedrifter (også økologiske) er større end variationen mellem år på den samme bedrift (Halberg, 1999). Desuden kan væsentlige ændringer i bedriftens overskud af N og P som regel forklares med ændret praksis, f.eks. øget gødningsimport eller ændret sædskifte. Dette understøttes af modellering (Kristensen, 1997).

Balancerne afspejler derfor i vid udstrækning forskelle i driftspraksis, hvorfor de som udgangspunkt kan betragtes som velegnede til en løbende monitorering af udviklingen i bedrifternes miljøbelastning. Dertil kommer, at de internationale retningslinier for certificering af økologisk jordbrug (i regi af IFOAM) muliggør brugen af balancer til kontrol af økologiske bedrifter, hvilket bl.a. er under overvejelse i Schweiz (Berner *et al.* 1998). Der er imidlertid brug for nærmere analyser af forholdet mellem årsvariation på den enkelte bedrift og usikkerheden på balancerne samt af forholdet mellem overskud på bedrifts- og markniveau og den faktiske udvaskning under forskellige forhold.

6.2 Økologisk jordbrug i områder med særlige naturværdier

Som nævnt i kap. 5 er der sket en væsentlig reduktion af den vilde flora og fauna på både de dyrkede og de udyrkede arealer (småbiotoperne) samt på halvkulturarealer, som følge af intensiv land-

brugsdrift, herunder især brug af gødning og pesticider. Det er en del af den nationale naturbeskyttelsespolitik at sikre og fremme naturværdier i det åbne land ud fra en helhedsorienteret og aktiv indsats og ikke blot at beskytte særligt værdifulde lokaliteter (Anonym, 1996).

Der er således en række udpegninger af særligt følsomme områder og love vedr. naturbeskyttelse, som har til formål at sikre eller fremme naturværdier i det åbne land. Naturbeskyttelseslovens §3 er en generel arealbeskyttelse som forbyder ændringer i tilstanden af naturlige søer større end 100 m², visse vandløb samt heder, moser og enge, der er over 2.500 m² (Anonym, 1996). I alt drejer det sig om ca. 390.000 ha.

Halvdelen af de 350.000 ha landbrugsjord, der ikke er udpeget som SFL-områder, forekommer i lavbundsområder såsom ådale (Andersen *et al.*, 1998) og har bl.a. til hensigt at støtte bevarelsen af våde enge, dvs. undgå omplojning eller tilgroning gennem støtte til afgræsning. Dertil kommer ca. 45.000 ha, højbundsområder "med særligt værdifulde naturinteresser, hvis beskyttelse er højt prioriteret" (Anonym, 1996). På disse arealer er det muligt at opnå tilskud efter MVJ ordningen til bl.a. nedsættelse af kvælstoftilførslen, etablering af sprøjtefri randzoner og til miljøvenlig drift uden for omdriften. Derudover har amterne i forbindelse med den seneste regionsplanlægning udpeget "jordbrugsområder med naturinteresser" samt såkaldte økologiske forbindelseslinier, dvs. spredningskorridorer der skal forbinde naturområder.

Mens selve natur- eller halvkulturarealerne således formelt er beskyttede, er der ingen regler, som begrænser landbrugspraksis i de tilstødende arealer (bortset fra de dyrkningsfrie to meter bræmmer langs vandløb). Der er derfor ikke i lovgivningen nogen sikring mod en fortsat påvirkning af §3 arealer fra pesticider med vinddrift. Desuden kan ejeren fortsætte en evt. tidligere dyrkningspraksis på §3 områder såsom enge og andre halvkulturarealer, inkl. brug af handelsgødning og pesticider mod tokimbladet ukrudt (Anonym, 1996). Som beskrevet i kapitel 5 kan dette medføre en forringelse af den biologiske variation på disse arealer. Ud over de

disse arealer. Ud over de allerede udpegede områder kunne det derfor være interessant at kortlægge områder med relativt stor udbredelse af småbiotoper og halvkulturarealer, som er beskyttelsesværdige ud fra nogle biologiske naturkvalitetskriterier (se kapitel 5 og Ejrnæs *et al.* (1998) samt Reddersen *et al.* (1999)).

For at sikre fristeder for agerlandets vilde dyr og planter er det vigtigt at bevare de eksisterende lokaliteter med specielle edafiske, hydrologiske og biologiske forhold samt at etablere nye småbiotoper i landbrugslandskabet (Ejrnæs *et al.*, 1998). Det foreslås, at dette især kan ske i områder med marginaljorde, herunder jorde, hvor næringsstofferne hurtigt udvaskes, således at en bred artsvariation fremmes. Som eksempler kan nævnes sandjordsegne, ådale og kuperede morænelandskaber samt tidligere råstofgrave, hvor "den lokale koncentration af nuværende og potentielle naturområder har oplagte fordele i relation til en række af de insekter og pattedyr, som kræver store sammenhængende naturarealer for at opretholde stabile bestande" (Ejrnæs *et al.* 1998, s. 49).

Som nævnt i kapitel 5 kan økologisk jordbrug udgøre et godt alternativ til den nuværende jordbrugspraksis i forhold til bevarelse af vild flora og fauna pga. den mindre gødningsindsats og den mindre intensive bekæmpelse af ukrudt, insekter og bladsvampe. I kraft af generelt mindre påvirkning af de udyrkede arealer vil omlægning til økologisk drift formentlig bidrage til at sikre eksisterende naturværdier, ligesom der gennem en målrettet indsats på langt sigt formentlig vil kunne genetableres en større diversitet. Der er derfor behov for at undersøge mulighederne for at fremme økologisk jordbrug i netop jordbrugsområder med naturinteresser, områder med økologiske forbindelseslinier samt andre områder med mange naturværdier og §3 lokaliteter, som middel til at sikre og fremme den vilde flora og fauna i sådanne sammenhængende landområder.

Det er imidlertid samtidig nødvendigt med en bedre sikring af, at den enkelte økologiske bedrift inkluderer hensyn til naturværdier, vild flora og fauna i sin driftspraksis, idet der ikke p.t. er regler for dette. Dette kan i princippet gøres ved enten

at indføje specifikke regler om f.eks. minimumsandel af arealet med småbiotoper, hvilket kendes fra Schweiz, eller ved at synliggøre bedrifternes samspil med naturværdier og bevidstgøre driftslederne om udviklingen i disse.

Formuleringen af regler muliggør en relativ enkel kontrol, men til gengæld vil reglerne fokusere på overvejende kvantitative forhold (% areal med småbiotoper) til forskel fra de kvalitative aspekter af naturværdier (artsvariation, oprindelighed mv. se kapitel 5 samt Reddersen *et al.* (1999 for en mere detaljeret diskussion).

I projektet "Driftsledelse i forhold til natur- og miljøværdier" under FØJO afprøves forskellige indikatorer for naturkvalitet på økologiske bedrifter. Det vil imidlertid blive svært at finde en indikator for naturkvalitet, som kan anvendes bredt og hyppigt med henblik på en egentlig monitoring på tværs af bedrifter og i forhold til givne mål. Det vil derfor være mere hensigtsmæssigt at dokumentere en bestemt (økologisk) driftspraksis udover forbuddet mod pesticidforbrug. Dette kunne være ophør af udbringning af gødning på halvkulturarealer samt en registrering af hvilke biotoper og arealer, som opretholdes relativt uforstyrret, dvs. uden landbrugsmæssige indgreb ud over græsning.

En kortlægning af hvilke områder på bedriften, som er særligt værdifulde ud fra et naturbeskyttelsessynspunkt, har i flere tilfælde givet et godt udgangspunkt for en dialog med jordbrugeren om mulighederne for at bevare disse småbiotoper. Der er f.eks. behov for en øget forståelse af forskellen mellem at bevare gamle biotoper med en stor variation af ikke-tolerante arter (f.eks. et stendige) og etableringen af nye biotoper (f.eks. 6-rækkede læhegn) på næringsrig jord. En sådan dialog om mål og midler bør baseres på lokale forudsætninger og lokal ekspertise vedr. vigtige biotoper og sjælden flora og fauna, som foreslået i kapitel 5. Dialogen bør desuden respektere såvel landbrugeres som biologers natursyn og naturforståelse, som diskuteret af Reddersen *et al.* (1999). Der er derfor behov for at afklare, hvordan tilpasning af økologisk jordbrug kan ske i

forhold til lokale/regionale målsætninger for fremme af naturværdier.

6.3 Behovet for monitoring af konsekvenser på bedriftsniveau og regionalt niveau

Som nævnt indledningsvis er en mulig fordel ved at bruge økologisk jordbrug som et middel til miljøbeskyttelse at reguleringen i højere grad kunne bygge på konsensus om værdier og mål end på detaljerede regler for f.eks. brug af gødning. Denne idé bygger på en forståelse af økologisk jordbrug som en social bevægelse, der er andet og mere end blot et sæt dyrkningsregler (Halberg *et al.* 1999). I det følgende uddybes dette som baggrund for en diskussion af behovet for at udvikle metoder til at monitorere udviklingen på den enkelte bedrift i forhold til specifikke miljø- og naturværdier.

Principielt om økologisk jordbrug som middel til at fremme miljøværdier

Økologisk jordbrug har i de sidste to årtier været en bevægelse bestående af landmænd og andre, som har ønsket at finde og fremme en anden udviklingsvej end den, som hovedparten fulgte. Ud fra værdidiskussioner og praktiske erfaringer blev der opstillet et sæt mål og nogle dyrkningsregler, som det var hensigten skulle undergå en stadig udvikling og tilpasses nye mål og ny viden (Dissing, 1996). Målsætningerne udgør et relativt fast grundlag for det økologiske jordbrug, men bevægelsens medlemmer kan ændre dem - hvilket i praksis især er sket gennem tilføjelser. Som eksempel kan nævnes målet om at tage størst muligt hensyn til miljø og natur. En samlet beskrivelse er bl.a. givet i Aktionsplan I (Anonym, 1995).

Ideelt set er økologisk jordbrug altså et jordbrugssystem, som tilstræber at minimere ressourceforbruget og miljøbelastningen gennem at udnytte lokale ressourcer og naturlige reguleringsmekanismer så meget som muligt samt udvise forsigtighed i omgangen med naturens mangfoldighed.

Det økologiske regelsæt er derimod ikke tænkt som en produktgaranti og er ej heller baseret på en risikoanalyse, der udelukker anvendelsen af specifikke stoffer ud fra videnskabelige beviser. (Dette er et globalt princip og er diskuteret indgående i IFOAM's reaktion på det amerikanske landbrugsministeriums forslag til nationale økologiregler:

<http://ecoweb.dk/ifoam/action/980506.htm>).

Certificering af økologisk jordbrug er derfor helt bevidst en garanti for en produktionsmetode, men ikke en garanti for specifikke sundhedsmæssige eller miljømæssige fordele, selvom dette er det grundlæggende mål. Dertil kommer, at de nuværende regler er udtryk for et kompromis mellem idealerne og de praktiske og økonomiske muligheder.

Dette efterlader imidlertid offentligheden med et behov for at vide, i hvor høj grad den nuværende praksis i økologisk jordbrug udgør et mere miljøvenligt alternativ til det konventionelle, hvis den offentlige støtte til økologisk jordbrug bygger på ønsket om at fremme natur- og miljøværdier m.m. Samtidig kunne det være en fordel for den langsigtede udvikling af økologisk jordbrug at opnå større viden og bevidsthed om de faktiske forhold og resultater på bedrifterne. Som det er nu, antages det overvejende, at overholdelsen af bestemte regler sikrer de ønskede værdier og mål på bedriften. Men som påpeget af Harrington (1992): *"At undlade kvantificering kan føre til en ringslutning hvor et systems relative bæredygtighed bedømmes ud fra i hvor høj grad, det bruger metoder, som på forhånd er defineret som bæredygtige"*.

Pointen i dette er, at det formentlig på langt sigt tjener både landbrugsproduktion og interesser i natur og miljøværdier bedst at fokusere på at fremme den rigtige udvikling i stedet for at udpege en bestemt driftsmåde som det bedste. Dvs. at man ikke blot søger at fremme et bestemt jordbrugssystem, som p.t. forekommer at være det mest hensigtsmæssige ud fra de øjeblikkelige prioriteringer, men understøtter udviklingen af organisationsformer, der sikrer den rette udvikling med så lidt kontrol som muligt. I det lys er det vigtigt at sikre de økologiske jordbrugeres engagement i formuleringen af reglerne og udviklin-

gen af driftspraksis i forhold til miljømål (Halberg *et al.*, 1999).

Redskaber til at vise bedriftens udvikling

For at sikre at økologisk jordbrug reelt nærmer sig idealerne er der behov for et redskab, som kan hjælpe den enkelte driftsleder med at følge, hvordan bedriften udvikler sig i forhold til hans egne mål – f.eks. om man øger eller mindsker sit næringsstofoverskud. Både til brug internt på bedriften (styring) og til brug som dokumentation udadtil. Med dette formål er "Etisk regnskab for husdyrbrug" udviklet og afprøvet i samarbejde med bl.a. ti økologiske mælkeproducenter (Sørensen *et al.*, 1999; Halberg, 1999). De fleste af de økologiske landmænd blev efter eget udsagn inspirerede af kvantificeringen af bedriftens miljøpåvirkning og ressourceforbrug, såsom energiforbrug pr. produceret enhed, udnyttelsen af næringsstoffer samt beskrivelsen af naturværdier på ejendommen.

Det er ikke tanken, at et sådant regnskab skal erstatte regler eller kontrol inden for økologisk jordbrug. Men en opgørelse af resultater kunne give et bedre fundament for at udvikle økologisk jordbrug ved f.eks. at pege på emner eller værdikonflikter, som ikke bevidst indgår i diskussionen om de økologiske regler i dag. I første omgang er det etiske regnskab tænkt som et redskab for den enkelte. Men det kunne måske være en fordel for økologisk jordbrug som helhed at kunne dokumentere resultaterne af det, man gør. Tilsvarende kan en sådan monitoring være en forudsætning for brugen af økologisk jordbrug som offentlig miljøstrategi. Det kan derfor anbefales at udvikle brugen af miljøindikatorer på bedriftsniveau inden for økologisk jordbrug, især med henblik på at dokumentere produktionens konsekvenser i forhold til lokale miljømål i områder med natur- og grundvandsinteresser.

6.4 Fremme af lokalt tilpassede driftsformer

Over for ønsket om at kunne følge udviklingen i miljøbelastningen fra bedrifterne står ønsket om at få varetaget miljømålene med så lave omkost-

ninger til kontrol som muligt. Som nævnt indledningsvist er en mulig fordel ved at bruge økologisk jordbrug i miljøfølsomme områder, at man kan bygge på traditionen for selvregulering og altså muligvis reducere de såkaldte transaktionsomkostninger. Samtidig er det hele ideen bag økologisk jordbrug at fremme en stadig udvikling af lokalt tilpassede driftsformer og tilhørende dyrkningsregler. Derfor er det relevant at undersøge mulighederne for at fremme udviklingen af økologiske bedrifter, som er tilpasset lokale natur- og miljøinteresser i udvalgte områder, hvilket kendes i enkelte eksempler fra Tyskland (Geier *et al.*, 1998; Willer, 1998), fra Frankrig (Deffontaines *et al.*, 1993; Gautronneau, 1997) og fra Schweiz (Willer, 1998). Der kunne herved blive behov for at kunne skelne mellem forskellige former for økologisk jordbrug på grundlag af f.eks. deres miljøvenlighed, hvilket har været foreslået i Frankrig (Agriculture biologique vs. agriculture écologique, Gautronneau, 1997).

Det er en del af den økologiske bevægelses mål, at driftssystemerne i højere grad skal tilpasses forskelle i de naturgivne produktionsbetingelser, hvilket kunne bruges mere aktivt i reguleringen af og støtten til økologisk jordbrug. Der er derfor behov for yderligere undersøgelser af, hvorledes

jordbrugernes egen monitorering af specifikt tilpassede økologiske driftsformer (se afsnit om etisk regnskab ovenfor) kan spille sammen med den offentlige kontrol og regulering. Desuden bør det undersøges, om der kan etableres en lokal eller regional platform til at fremme en sådan selvregulering. Dette kunne evt. undersøges i et pilotprojekt i et udvalgt område med sammenfald af økologiske nabobedrifter og en given miljøproblemstilling.

For at udnytte potentialet i økologisk jordbrug i forhold til de nævnte problemstillinger vil det være nødvendigt at stimulere en lokal videreudvikling af driftsformer i forhold til de lokale betingelser og mål. Dette vil kræve et godt samarbejde mellem lokale myndigheder, jordbrugere, agronomer samt biologer/landskabsøkologer/geologer med henblik på at definere krav til dyrkningspraksis, monitoringsbehov mv. Udpegningen af større sammenhængende områder, hvor økologisk produktion bliver den væsentligste driftsform, kunne udgøre vigtige værkstedsområder for tværvideenskabelige studier i fuld skala af sammenhænge mellem landbrugsdrift, miljø- og naturpåvirkning samt udvikling og organisation af lokale netværk til at sikre en koordineret indsats.

6.5 Referencer

- Anonym, 1995. Aktionsplan til fremme af den økologiske jordbrugsproduktion i Danmark. Strukturdirektoratet, Ministeriet for Landbrug og Fiskeri.
- Anonym, 1996. Landbruget i planlægningen. Strukturdirektoratet, Ministeriet for Landbrug og Fiskeri. 247 pp.
- Anonym, 1997. Landboforeningerne om kvælstof, fosfor og vandmiljø. De danske Landboforeninger. 16pp.
- Andersen, E., J. Primdahl og V. Solvang, 1998. Miljøvenlige jordbrugsforanstaltninger og de særligt følsomme landbrugsområder, 1994-96. DSR forlag, KVL.135 pp.
- Berner, A., S. Heller, C. Pericin & P. Mäder, 1998. Eignung verschiedener NährstoffBilanzierungsmethoden für die Biokontrolle – Vergleich anhand einer Fallstudie mit 6 betriebstypen. Forschungsinstitut für biologischen landbau, Frick, Schweiz. 48 pp.
- Dabbert, S. 1997. Support of organic farming as a policy instrument for resource conservation. I: Isart & J.J. Llerena (eds.): Resource Use in Organic Farming. Proceedings of the Third ENOF Workshop, Ancona 5-6 June 1997. LEAAM-Agroecologia, Barcelona 1997, pp. 93-104.

- Deffontaines, J.P., M. Benoit, J. Brossier, E. Ghia, F. Gras & M. Roux (eds), 1993: Agriculture et Qualité des Eaux. Diagnostic et propositions pour un périmètre de protection. INRA, URSAID Versailles-Dijon-Mirecourt. 334 pp.
- Dissing, Inge Lis. 1996. De grundlæggende værdier - og dyrkningsreglerne indenfor økologisk jordbrug. Bilag til Workshop på Foulum, december 1996. 6 pp.
- Ejrnæs, R. et al 1998. Naturen og landbruget. DMU temarapport. 20/1998.
- Gautronneau, Y.1997. Une agriculture écologique pour des zones à enjeux environnementaux majeurs. Courrier de L'environnement de l'INRA. No. 32, 5-10.
- Geier, U., B. Frieben, G. Haas, V. Molkenhain & U. Köpke, 1998. Ökobilanz Hamburger landwirtschaft. Schriftenreihe Institut für Organischen Landbau, Verlag Dr. Köster, Berlin, 260 pp.
- Halberg, N. 1999. Indicators of resource use and environmental impact to be used in an ethical account for a livestock farm. Agriculture, Ecosystems & Environment 1456, 1-14.
- Halberg, N., Kristensen, E. Steen and Kristensen, Silkeborg I., 1995. Nitrogen turnover on organic and conventional mixed farms. J. Agric. Env. Ethics. 8, 30-51.
- Halberg, N, Michelsen, J. & Noe, E. (1999): Samspelet mellem landbrugsproduktion, landbrugeres værdier og regler: En undersøgelse af værdiernes betydning for produktion og selvregulering i landbruget. Økonomi & Politik (72) 18-34.
- Harrington, L.W., 1992. Measuring Sustainability: Issues and Alternatives. Journal for Farming Systems Research-Extension, 3, 1-20.
- Kristensen, I. Silkeborg, 1997. N-overskud på kvægbedriften –afgrødevalg, belægning, produktionsniveau og udnyttelse af husdyrgødning. I: Driftsledelse, foderforsyning og kvælstofudnyttelse i fremtidens landbrug. Intern rapport nr. 91, DJF, 19-38.
- Kristensen, I.S., Afd. f. Jordbrugssystemer, DJF. personlig kommunikation, okt. 1998.
- Michelsen, J. og P. Kølster, 1998. Delrapport A.4, "Lokale og institutionelle aspekter i scenarium om 100 % økologisk jordbrug" til Udvalget til vurdering af de samlede konsekvenser af afvikling af pesticidanvendelsen. Miljøstyrelsen. 45 pp.
- Reddersen, J., Tybirk, K., Halberg, N. & Jensen, J. 1999. Mere natur i landbrugslandet. DMU-rapport (in press).
- Sørensen, J.T., Sandø, P & Halberg, N (eds).1999. Etisk regnskab for husdyrbrug. DSR-forlag. 90 pp.
- Willer, H. 1998. Organic farming in protected areas. Paper for convegno Internazionale sull'agricoltura biologica e sostenibile nelle area protette, Bologna, 14/9 1998. 17 pp.

Om Forskningscenter for Økologisk Jordbrug (FØJO)

Formålet med FØJO er at koordinere den økologiske jordbrugsforskning i Danmark med henblik på at sikre optimalt udbytte af de ressourcer, som afsættes til forskning.

Centret skal bidrage til, at der bliver udført forskning af høj kvalitet og på et internationalt niveau med udgangspunkt i det økologiske jordbrugs idegrundlag og problemstillinger. Forskningen skal bidrage til en videreudvikling af det økologiske jordbrug for derved at forøge omstillingsmulighederne fra traditionel til økologisk jordbrugsproduktion og fremme en bæredygtig udvikling af jordbruget med hensyn til økonomiske, økologiske og sociale aspekter.

FØJO er et "forskningscenter uden mure", hvor den forskningsfaglige kompetence udgøres af de forskere og institutioner, som deltager i centrets forskningsprogrammer. Forskerne bliver således i deres egne miljøer, men arbejder sammen på tværs af institutionerne. Samarbejdet omfatter i øjeblikket ca. 100 forskere fra 15 forskellige forskningsinstitutioner.

Organisation

FØJO ledes af en bestyrelse med repræsentanter for Danmarks JordbrugsForskning, Danmarks Miljøundersøgelser, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole, Forskningscenter Risø, Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut og Statens Veterinære Serumlaboratorium.

For at sikre kontakten med brugergrupper og relevansen af forskningen er der nedsat et Brugerudvalg, hvor der er repræsentanter fra Arbejdernes Erhvervsråd, Dansk Erhvervsgartnerforening, Dansk Familielandbrug, De danske Landboforeninger, Det Økologiske Fødevareråd, Forbrugerrådet, Foreningen for Biodynamisk Jordbrug, Landsforeningen Økologisk Jordbrug og Landbrugets Rådgivningscenter.

Faciliteter

En del af det tværfaglige samarbejde i FØJO sker via brugen af fælles forskningsfaciliteter.

På Rugballegård ved Forskningscenter Bygholm er der etableret en økologisk forsøgsstation, hvor man kan undersøge økologisk dyrehold og samspillet mellem dyrehold og afgrøder på et større samlet areal. Rugballegård blev i 1996 autoriseret til økologisk jordbrugsproduktion, og der er bygget nye stalde, bl.a. med adgang til udearealer for svin. Gården omfatter 140 ha, som er opdelt i tre forskellige sædskifter: Et kvægsædskifte, et svinesædskifte og et blandet sædskifte med kvæg og svin.

Ved Danmarks JordbrugsForsknings centre i Flakkebjerg, Årslev og Foulum samt ved forsøgsstationerne i Jyndevad og Askov er der oprettet forsøgs- og værkstedsarealer på i alt 55 ha. Arealerne drives efter økologiske principper, og der udføres først og fremmest planteavlsforsøg. På arealerne er der mulighed for at udføre analytiske opgaver, som kræver forskellige jordtyper og klimabetingelser.

Endelig er der indgået aftaler med private økologiske landmænd, som stiller deres bedrifter til rådighed for forskningsopgaver.

Forskningsprogrammer

Der er p.t. 33 forskningsprojekter under udførelse i regi af FØJO. Projekter foregår inden for følgende seks hovedområder:

- I. Strategiske og grundlagsskabende aktiviteter i økologisk jordbrug med vægt på biologiske og miljømæssige aspekter
- II. Produktionsorienterede forsknings- og udviklingsopgaver i økologisk jordbrug
- III. Udviklings og forsøgsaktiviteter i økologisk planteproduktion
- IV. Økologisk planteavl
- V. Økologisk svinekød
- VI. Vidensyntese og forskeruddannelse i økologisk jordbrug

Oplysninger om de enkelte programmer og projekter kan fås ved henvendelse til FØJO

Forskningscenter for Økologisk Jordbrug (FØJO)
Foulum • Postboks 50 • 8830 Tjele

Tlf. 89 99 16 75 • Fax 89 99 12 00
E-mail: Grethe.Hansen@agrsci.dk
Hjemmeside: www.foejo.dk