



Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser

Mere og bedre natur i landbrugslandet

- dokumenteret grundlag
for en ekstra indsats

Faglig rapport fra DMU, nr. 288
1999

Jens Reddersen og Knud Tybirk
Afdeling for Landskabsøkologi
Afdeling for Terrestrisk Økologi

Niels Halberg
Danmarks Jordbrugsforskning

Jørn Jensen
Skov- og Naturstyrelsen

Datablad

Titel: Mere og bedre natur i landbrugslandet
Undertitel: - dokumenteret grundlag for en ekstra indsats

Forfattere: Jens Reddersen¹, Knud Tybirk², Niels Halberg³ & Jørn Jensen⁴

Afdelinger: Afdeling for Landskabsøkologi¹
Afdeling for Terrestrisk Økologi²
Danmarks Jordbrugsforskning³
Skov- og Naturstyrelsen⁴

Serietitel og nummer: Faglig rapport fra DMU nr. 288

Udgiver: Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser©

URL: <http://www.dmu.dk>

Udgivelsestidspunkt: Oktober 1999

Redaktion: Kirsten Zaluski
Faglig kommentering: Jesper Fredshavn & Harald Mikkelsen

Bedes citeret: Reddersen, J., Tybirk K., Halberg, N. & Jensen J. (1999): Mere og bedre natur i landbrugslandet – dokumenteret grundlag for en ekstra indsats. Danmarks Miljøundersøgelser. 112 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 288.

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.

Frie emneord: Naturkvalitet, terrestriske naturtyper, naturmålsætninger, anbefalinger, biologisk tilstand, sårbarhed, økologisk inert, eutrofiering, pesticider, fragmentering, halvkulturrealer, småbiotoper, sædskiftemark, udpegning, kortlægning, prioritering, rådgivning, dialog, handlinger, resultat, kontrol, motivation, økonomisk kompensati- on, naturbeskyttelse, naturgenopretning, naturnyopretning



Denne tryksag er mærket med det nordiske miljømærke Svanen.
Licensnr. 541 006. Det garanterer officielle miljøkrav ud fra tryksagens livscyklus.
Trykt på 100 g cyclus offset. Phønix-Trykkeriet A/S, Århus.
ISO 14001 miljøcertificeret og EMAS-godkendt.

Redaktionen afsluttet: 28. september 1999
ISBN: 87-7772-489-5
ISSN: 0905-815X
Sideantal: 112
Oplag: 800
Pris: kr. 120,- (inkl. 25% moms, ekskl. forsendelse)

Købes i boghandelen eller hos: Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 14, Kalø
DK-8410 Rønde
Tlf. 89 20 17 00
Fax. 89 20 15 15
e-mail: tpe@dmu.dk

Miljøbutikken
Information og Bøger
Læderstræde 1
DK-1201 København K
Tlf.: 33 95 40 00
Fax: 33 92 76 90
butik@mem.dk
www.mem.dk/butik

Indhold

Forord 5

- 1 Politisk og administrativ baggrund for en ekstra indsats 7**
 - 1.1 Indledning 7
 - 1.1.1 Naturen og landbrugsdriften 7
 - 1.1.2 Rapportens formål 8
 - 1.1.3 Rapportens målgruppe 9
 - 1.1.4 Rapportens afgrænsning 10
 - 1.2 Baggrund 10
 - 1.2.1 Historien 10
 - 1.2.2 Grundlag for optimisme og samarbejde 12
 - 1.3 Landbrugspolitisk baggrund 14
 - 1.3.1 Cross-compliance – natur- og miljøbetinget støtte 16
 - 1.3.2 Nationale konvolutter 16
 - 1.3.3 Ledsageforanstaltningerne 16
 - 1.4 Danske strategier og handlingsplaner 17
 - 1.5 Internationale forpligtelser 19
 - 1.6 Nationale mål for arealanvendelsen 20

- 2 Naturværdier og grunde til at beskytte dem 22**
 - 2.1 Indledning 23
 - 2.2 Kan naturhensyn begrundes i naturens nytteværdi? 23
 - 2.3 Beskyttelse af iboende værdier i naturen 27
 - 2.3.1 Iboende værdier i naturen 28
 - 2.3.2 Æstetiske oplevelser og den ukontrollerede natur 30
 - 2.4 Behovet for kriterier og den biologiske faglighed 31
 - 2.5 Kriterier for naturkvalitet i udyrkede områder og på halvkulturarealer 32
 - 2.5.1 Vildhed, oprindelighed, kontinuitet og autenticitet 32
 - 2.5.2 Operationalisering 33
 - 2.5.3 Sjældenhed og særligt karakteriske eksemplarer som kriterier for naturværdi 34
 - 2.6 Kriterier for naturkvalitet på de dyrkede arealer 36
 - 2.7 Diskussion 37

- 3 Biologiske målsætninger for naturen i landbrugslandet 40**
 - 3.1 Indledning 40
 - 3.1.1 Naturens udvikling i agerlandet 40
 - 3.1.2 Behov for helhedssyn i naturforvaltningen 41
 - 3.2 Hvad er natur? 42
 - 3.2.1 Naturen omfatter også de dyrkede marker 42
 - 3.2.2 Natur og miljø 43
 - 3.2.3 Natur vs. Landbrug 44
 - 3.3 Natur, diversitet og stress 45
 - 3.3.1 Definitioner 45
 - 3.3.2 Grænseflader 45
 - 3.3.3 Natur, stress og overlevelsesstrategier 47
 - 3.3.4 Regional vs. lokal diversitet 49
 - 3.4 Forskellige arealtyper i landbrugslandet 49
 - 3.4.1 Arealerne i og uden for omdriften 49
 - 3.4.2 Biotoptype "halvkulturarealer" 50
 - 3.4.3 Biotoptype "udyrkede småbiotoper" 51
 - 3.4.4 Biotoptype "sædskiftemarkers" 53
 - 3.5 Prioriteringer og målsætninger for naturen i landbrugslandskabet 58

- 4 Målsætninger og handlinger 61**
- 4.1 Målsætninger og handlinger for halvkulturrealer og småbiotoper 62
- 4.1.1 Generelle retningslinjer for mål og anbefalinger 62
- 4.2 Dokumentation af handlingernes effekter – halvkulturrealer og småbiotoper 67
- 4.2.1 Sikre mod gødningstilførsel 67
- 4.2.2 Sikre mod pesticidtilførsel 68
- 4.2.3 Sikre mod om- og isåning af kulturgræsser 68
- 4.2.4 Ekstensivere/opgive drift 68
- 4.2.5 Udpining af næringsstoffer 69
- 4.2.6 Sikre (hø)slet og/eller græsning og begrænse vinterfodring 69
- 4.2.7 Kratrydning 70
- 4.2.8 Ekstensiv græsning (max-grænser for DE/ha) 71
- 4.2.9 Sikring af min-bredde på småbiotoper 71
- 4.2.10 Gen-/Ny-etablering af flere træer/strukturer i landskabet 72
- 4.2.11 "Naturnær" læhegnsforyngelse 72
- 4.2.12 Gen-/Ny-etablering af mergelgrave, vandhuller, etc. 73
- 4.2.13 Genetablering af edafisk heterogenitet (ingen jordbehandling, ingen kalk, ingen gødskning) 73
- 4.2.14 Genetablering af hydrologisk heterogenitet (ophør af dræning, hævnning af vandstand) 73
- 4.3 Målsætninger og handlinger for dyrkningsfladen 74
- 4.3.1 Generelle retningslinjer for mål og anbefalinger 74
- 4.4 Dokumentation af handlingernes effekter – dyrkningsfladen 75
- 4.4.1 Sprøjtefri randzoner 75
- 4.4.2 Gødningsfri randzoner 76
- 4.4.3 Pesticid-, gødnings- og dyrkningsfrie bræmmer langs udyrkede arealer 76
- 4.4.4 Ingen ammoniakudslip nær følsom natur (højmose, klithede, overdrev, nåleskove) 76
- 4.4.5 Reduktion i pesticidanvendelsen – hele markfladen 76
- 4.4.6 Omlægning til økologisk jordbrug 78
- 4.4.7 Minimering af jordkomprimering 78
- 4.4.8 Reduceret jordbehandling – type og frekvens 78
- 4.4.9 Øget jorddække (levende eller dødt plantemateriale) 79
- 4.4.10 Øget organisk indhold i jorden 79
- 4.4.11 Ejendomsgrænser skal være biotopbærende (minimum bredde?) 80
- 4.4.12 Anlæggelse af "beetle-banks" 80
- 4.4.13 Planlægning og sammenhæng i indsatsen 80
- 5 Landmandens muligheder for øgede naturhensyn 81**
- 5.1 Indledning 81
- 5.2 Resultatmål vs. handlingsmål 81
- 5.3 Vurdering af kravene fra en landbrugsmæssig synsvinkel 83
- 5.3.1 Halvkulturrealer, skema 4.1 83
- 5.3.2 Småbiotoper, skema 4.2 83
- 5.4 Motivation og forståelse for naturværdier vs. obligatoriske krav 84
- 5.5 Afprøvning af indikatorer for naturkvalitet på private bedrifter 85
- 5.6 Landbrugernes motivation og natursyn 87
- 5.7 Konsulentordninger og brugen af indikatorer 88
- 5.7.1 Konsulentordninger 89
- 5.7.2 Brug af indikatorer 90
- 5.7.3 Koordineret indsats 91
- 5.8 Områder med særlige naturinteresser 92
- 5.9 Frivillighed eller tvang i forbindelse med naturhensyn? 93
- 6 Sammenfatning, konklusion, anbefalinger og videnbehov 95**
- 6.1 Sammenfatning 95
- 6.2 Konklusioner og anbefalinger 97
- 6.3 Behov for mere viden 100
- 7 Referencer 102**

Forord

Denne rapport er resultatet af en samarbejdsaftale mellem Skov- og Naturstyrelsen og Danmarks Miljøundersøgelser. Kompetencerne blev fra starten forøget ved etablering af en arbejdsgruppe med deltagelse af Danmarks Jordbrugsforskning. Projektet er afsluttet ultimo juni 1999 og har varet et halvt år.

Projektet og rapportens emne er den biologiske natur med fokus på vilkårene for det vilde plante- og dyreliv i det danske landbrugslandskab. En lang række andre relevante forhold vedr. naturen i landbrugslandet er dermed *ikke* behandlet, fx geologi, arkæologi, kulturhistorie, miljøforhold som naturens selvrensende processer og klimaregulering eller de æstetiske og rekreative forhold.

På samme måde omfatter rapporten *ikke* økonomi, hverken på drifts-, branche- eller samfundsøkonomisk niveau eller mht. forskellige former for offentlige støtteordninger.

Projektet har derimod fokuseret på at udrede den store variation i biologisk natur over for miljø og driftsformer i forhold til at

- etablere et fælles sprog og en fælles forståelsesramme for naturen, dens mangfoldighed, naturtypernes forskellige status og samspil med miljø, landskab og menneskelige aktiviteter og specielt naturtypernes forskellige vilkår i samspillet med landbrugsdriften
- skabe enighed om afgrænsninger, målsætninger og konkrete anbefalinger til fremme af både mere og bedre natur i landbrugslandskabet
- tilvejebringe dokumentation for status, økologiske sammenhænge og virkninger af anbefalingerne
- diskutere implementering og kontrol af de anbefalede handlinger.

Forfattergruppen har omfattet mange, men langt fra alle relevante faglige kompetencer inden for dette store område. Der er ikke i væsentlig grad samlet litteratur ud over den, som forfatterne i forvejen havde ved hånden. Dokumentationen kan derfor ikke opfattes som systematisk og dækkende på samme måde som i et afgrænset litteraturstudie.

De to vigtigste succeskriterier for rapporten har været og er - dels at målrette og fremme mulighederne for mere og bedre natur i landbrugslandet i respekt for landbrugserhvervet og dets udøvere - dels at medvirke til fortsat faglig formidling og diskussion af den biologiske baggrund for mere og bedre natur i landbrugslandet, af anbefalingerne til fremme heraf og af deres implementering.

Den løbende projektkoordinering er forestået af Jens Reddersen og den overordnede projektledelse af:

- Afdelingsleder Harald Mikkelsen, Danmarks Jordbrugsforskning
- Forskningschef Jesper Fredshavn, Danmarks Miljøundersøgelser
- Jørn Jensen, Skov- og Naturstyrelsen (projektleder).

Alle de her nævnte takkes varmt for deres medvirken sammen med en række kolleger i vore respektive institutioner, der har bistået med fagligt kritiske gennemlæsninger af tidligere versioner, for konstruktive samtaler og konkrete råd og informationer.

1 Politisk og administrativ baggrund for en ekstra indsats

1.1 Indledning

1.1.1 Naturen og landbrugsdriften

Denne rapport handler om landbruget og naturen. Ikke så meget om det, der er sket, men mere om det, der kan ske. Om hvordan landbruget kan gøre en ekstra indsats for naturen i det nye årtusinde.

Rapporten har som forudsætning, at væsentlige dele af Danmarks natur er afhængig af den danske landmand og hans virke. Det danske landskab er et kulturlandskab, og Danmarks natur er stort set overalt kulturpåvirket og derfor mange steder afhængig af fortsat kulturpåvirkning.

Der er derfor behov for udstrakt samarbejde mellem landmænd og myndigheder om, dels mange steder at sikre "den rigtige" kulturpåvirkning, dels visse steder i højere grad at lade naturen få mere plads og lade den udvikle sig med minimal eller ingen menneskelig påvirkning.

Fremtidens danske landmand bliver ligesom sin forgænger nødt til at konkurrere på produktion af fødevarer af høj kvalitet. Og han bør - som led i denne høje kvalitet - også producere rent vand, energifrigrøder, smukke landskaber, naturværdier¹ etc. Udtrykt i en merkantil terminologi kan man sige, at landmandens varesortiment skal udvides. Men de øgede hensyn til naturen og udvidelsen af varesortimentet har en pris, som dog er vanskeligere at fastsætte end prisen på traditionelle produkter med et kendt marked.

Det er i formuleringen af forslag til en ekstra indsats for naturen og de hermed forbundne omkostninger, at naturhensyn i særlig grad bliver et anliggende mellem landmand og samfund. Nok kan og skal der stilles krav om en ekstra indsats for naturen i forbindelse med

¹I rapporten arbejdes der med følgende definition af begrebet "natur": Med natur forstås de vilde planter, dyr og svampe over og under jorden, naturlige processer som succession, "vandhusholdning" og jordbundsdannelse samt landskabsøkologiske fænomener. Med til naturen regnes her det dyrkede omdriftsareal såvel som hegn og øvrige småbiotoper, halvokulturarealer og "egentlige" naturarealer (jf. kapitel 3).

Det skal understreges, at der ikke er noget autoritativt natursyn i Danmark. Ingen har patent på et bestemt natursyn - der er ingen facitliste i natursynsdebatten. Tilpasningen af landbrugets arealanvendelse forudsætter derfor ikke, at man én gang for alle afklarer, om man handler for menneskets eller naturens egen skyld.

En række internationale forpligtelser og formålsparagraffen i Naturbeskyttelsesloven udtrykker dog de forskellige værdier og prioriteringer, som det offentlige skal lægge til grund for naturforvaltning og for samarbejdet med eksempelvis landbruget. Naturbeskyttelseslovens formålsparagraf, stk. 1, fastslår, at "Loven skal medvirke til at værne landets natur og miljø, så samfundsudviklingen kan ske på et bæredygtigt grundlag i respekt for menneskets livsvilkår og for bevarelsen af dyre- og plantelivet".

landbrugsdriften, men det må være en del af forudsætningen, at det landmanden umiddelbart kan tjene på - nemlig salg af fødevarer og råvarer til fødevarereproduktion - har en pris, der til en vis grad afspejler omkostningerne ved at gøre denne ekstra indsats. Eller at en del af den reelle pris for en sådan ekstra indsats kommer til udtryk gennem kompensationer.

Naturens økologiske servicefunktioner, naturens værdi i sig selv og naturens potentielle nytteværdi i fremtiden har - eller kan få - en stor betydning for samfundet. Derfor må det forventes, at disse værdier i et eller andet omfang kan blive udmøntet i samfundets forventninger til landmandens forvaltning af sin bedrift, hvis han vil opnå produktionsstøtte.

1.1.2 Rapportens formål

På grund af naturens og miljøets dokumenterede udvikling og tilstand er der generelt behov for en mere varieret arealanvendelse som både omfatter et større naturindhold i agerlandet (flere småbiotoper, sprøjtefrie bræmmer m.v.) og mere ekstensive driftsformer (pesticidfrit og økologisk jordbrug, ekstensiv græsning og høslæt, naturpleje osv.) samt anvendelse af landbrugsarealer til andre formål gennem naturgenopretning, vandløbsrestaurering og skovrejsning.

Dette behov for en mere varieret arealanvendelse understøttes af internationale forpligtelser, nationale handlingsplaner, strategier og mål, EU's miljøpolitiske signaler og ønsker om integration samt til dels af EU's fælles landbrugspolitik. Samtidig vil en større variation i arealanvendelsen formentlig styrke dansk landbrugs konkurrenceevne, eftersom en produktion, der tager hensyn til natur, miljø etc. i stigende grad vil imødekomme forbrugernes forventede krav til kvalitet og derfor må forventes at klare sig på bekostning af en produktion, der ikke tager disse hensyn.

Det er derfor et overordnet mål med naturforvaltningen i Danmark at sikre og øge naturens biologiske mangfoldighed samt naturens langsigtede stabilitet, robusthed og evne til selvrensning og hermed også at forbedre vandmiljøet og øge landets rekreative muligheder. Naturens udvikling og tilstand i landbrugslandet er et vigtigt delmål for naturforvaltningen.

På denne baggrund har formålet med denne rapport først og fremmest været, at skabe et bedre grundlag for at gøre en ekstra indsats for naturen i landbrugslandet. Dels gennem beskyttelse af naturindholdet ved den eksisterende arealanvendelse, dels ved at ændre arealanvendelsen med henblik på flere og større udyrkede arealer og halvkulturarealer i landbrugslandet.

Det har været et centralt formål at opstille operative forslag til, hvordan den enkelte landmand i sit daglige arbejde kan tage mere hensyn til og gøre en ekstra indsats for naturen på sin bedrift. Med operativt skal forstås, at forslaget

- for den enkelte landmand skal være arbejdsmæssigt realistisk og driftsmæssigt fornuftigt
- kan indgå i en kontrollerbar tilskudsordning
- har en væsentlig positiv naturmæssig værdi.

Det har samtidig været et centralt mål at medvirke til sikring af, at naturens kvalitet i landbrugslandet er god. Mere natur behøver ikke i sig selv at være godt. Det handler også om, hvordan eksisterende naturområder står i forbindelse med andre naturområder, om der er gode spredningsmuligheder etc. Og det handler om de metoder, der anvendes, når der etableres eller reableres naturområder. Og også ofte om, hvor i landskabet dette sker. Overordnet handler det med andre ord om kvalitet, sammenhæng, om at få flere strukturer i landbrugslandet og om at fastholde og styrke eksisterende strukturer og naturområder.

Det har været et vigtigt mål med arbejdet, at de forslag, der fremkom, kunne vinde forståelse blandt danske landmænd og i landbrugets rådgivningssystem, fordi det er helt centralt at få landbruget til at arbejde med på opgaven om at sikre mere og bedre natur i landbrugslandet. Derfor har det også været væsentligt, at rapportens forslag hver især kan medvirke positivt for naturen og indgå i en buket af selvstændigt meningsfulde forslag, blandt hvilke den enkelte landmand i væsentligt omfang skal kunne vælge.

Det har ligget som en dagsorden for arbejdet med rapportens buket af forslag til forbedring af naturindholdet på den enkelte bedrift, at der i stigende grad bliver stillet krav om integration af hensyn til natur og miljø i produktionen. EU stiller krav, den danske regering stiller krav og forbrugerne stiller krav. Navnlig forbrugerkravene signalerer som nævnt samtidig, at øgede hensyn til naturen kan medvirke til at styrke landbrugets konkurrenceevne. Sunde fødevarer, rent vand, varieret og spændende natur er tre sider af samme sag: et vel fungerende landbrug, der satser på høj kvalitet. Og så gør det ikke noget, hvis produktionen i tilgift øger udbuddet af rekreative muligheder, herunder jagt.

Det har endelig været et mål med rapporten at skabe bedre grundlag for en efterfølgende formidlingsproces rettet direkte mod den enkelte landmand med henblik på at styrke samarbejdet mellem myndigheder og landbrug om at få mere natur i landbrugslandet.

1.1.3 Rapportens målgruppe

Målgruppen for rapporten har primært været medarbejdere i statslige styrelser og direktorater tilknyttet såvel Miljø- og Energiministeriet som Fødevareministeriet, herunder ikke mindst disse ministeriers relevante forskningsinstitutioner.

Rapporten sigter tillige mod medarbejdere i amter og kommuner og naturligvis landbrugets rådgivere, herunder især Landbrugets Rådgivningscenter. Endelig er det håbet, at forskere og studerende på højere læreanstalter og universiteter, herunder navnlig Landbohøjskolen, kan drage nytte af rapporten.

1.1.4 Rapportens afgrænsning

Denne rapport fokuserer alene på det åbne land uden for skovgærdet, og her navnlig de arealer, danske landmænd driver. Det vil sige ca. 2,7 millioner ha eller 62% af landets areal, som består af privatejede pløjjord, vedvarende græsarealer og småbiotoper. Dette fokus skal ikke mindst ses i relation til den revision af EU's fælles landbrugspolitik (CAP), som blev vedtaget i marts 1999 som led i Agenda 2000.

Rapporten indskrænker sig til at etablere et grundlag for at tage naturhensyn i landbrugslandet ud fra et biologisk og landskabsøkologisk synspunkt. Derfor beskæftiger rapporten sig ikke med landskabets, naturens og dyrkningsjordens værdier set ud fra en del andre synsvinkler. Rapporten anerkender naturligvis betydningen af sådanne andre hensyn – fx kulturhistoriske, rekreative, landskabsæstetiske og naturressourcemæssige, og at der må foretages en samlet samfundsmæssig sammenvejning af disse over for denne rapports område. Ligeledes behandler rapporten ikke alle aspekter af jordkvalitet set i dyrkningsmæssig sammenhæng.

Vi skal vide, hvad vi får for pengene, når vi yder tilskud til mere og bedre natur i landbrugslandet. Men denne rapport kommer ikke nærmere ind på hverken drifts- eller samfundsmæssige konsekvenser af, at den enkelte landmand gør en ekstra indsats for naturen på sin bedrift, og kommer således heller ikke nærmere ind på spørgsmålet eventuelle kompensationer og deres størrelse.

1.2 Baggrund

1.2.1 Historien

“Landmandens Gerning er både alsidig og meget vanskelig, og den bliver det mere og mere for hvert År, der går”.

Det kunne man læse i kapitel XIII i “Praktisk landbrug. Håndbog for den danske landmand” udgivet i 1910 af lærer Grønvald Fynbo, Vammen ved Viborg (Lauge Madsen 1998).

Mange landmænd nu om stunder vil kunne nikke genkendende til denne visdom fra “gamle dage” om, at landmandens gerning er meget vanskelig. Konkurrencen fra verdensmarkedet stiger, det økonomiske pres og strukturpresset øges til stadighed. Mange oplever en lind strøm af nye EU-ordninger, lovændringer, krav om forandringer og tilpasninger. Mange har været og flere vil som følge af navnlig den økonomiske udvikling blive nødt til at opgive landbruget. En udvikling, der også kendes i andre erhvervsgrøner, og som i dag i vidt omfang kendetegner samfundet: At det eneste stabile er forandringen, er et faktum på godt og ondt.

Derimod er det med, at “Landmandens Gerning er alsidig...”, nok noget de fleste landmænd vil erkende er gået mere eller mindre tabt som led i udviklingen. Sædskiftet er blevet mere ensidigt, bedriften er specialiseret og intensiveret, markerne er blevet større og mere ens-

artede etc. Det er en udvikling nødvendiggjort af det ydre økonomiske pres.

Men måske er specialisering og intensivering gået for vidt. I hvert fald har der som følge af udviklingen vist sig et voksende behov i forbindelse med landbrugsproduktionen for at tage hensyn til miljøet og naturen. Og det ser ud til, at behovet for at tage disse hensyn også vil øges de kommende år.

At tage hensyn til naturen er imidlertid ikke en ny tanke, for også i gamle dage forsvandt naturområder og plante- og dyrearter fra det danske landskab. I 1875 skrev fx Birgitte Møller, lærerinde ved Københavns Skolevæsen, i "Dyrenes Liv. Typiske Skildringer for Skole og Hjem", at storken var truet (Lauge Madsen 1998):

"Den fremadskridende Kultur bortskræmmer den, ikke fordi den afskyr Mennesket, men fordi Enge og Moser udtørres. Den nu næsten gennemførte Dræning af Enge og Moser har saaledes mange Steder bevirket, at mindre Vandløb, hvor Storkene kunne finde deres Føde, nu ligger tørre Størstedelen af Sommeren, for ved Regnskyl hurtigt at gaa over deres Bredder".

Birgitte Møller pegede med andre ord tidligt på et problem, vi også kender i dag. Og det på et tidspunkt, hvor landskabet og naturen var langt mere varieret og langt vådere end i dag, og hvor forureningen var begrænset sammenlignet med 1990'erne. Storken, som Birgitte Møller opfattede som truet, var talrig. Den hvide stork var i begyndelsen af 1900-tallet almindelig i landet. Men i 1986 yngede alene 12 par i Danmark, i 1994 kun 6 par og i 1998 var der 2 par. Det hører med i billedet, at den hvide stork stadig trives godt mange steder tæt på Danmark - fx i Polen og Baltikum.

Her i slutningen af 1990'erne er der stor risiko for, at den hvide stork - med mere end 100 års forsinkelse i forhold til Birgitte Møllers advarsel - vil forsvinde fra den danske fauna. En væsentlig forklaring herpå er netop, som Birgitte Møller var inde på i 1875, at landets areal med natur, og her navnlig vådområderne, det seneste par hundrede år er stærkt reduceret.

Dræning og anden afvanding var - som vi ved i dag - på ingen måde hverken helt eller halvt gennemført i 1875, sådan som Birgitte Møller troede. Også afvandingen blev - godt hjulpet af ny teknologi - intensiveret i de næste mere end 100 år. Skjernåens nedre løb blev lagt i kanal i 1966, og den sidste store landvinding blev en realitet med det fremskudte dige i Vadehavet i 1981. I løbet af de seneste ca. 200 år er det danske søareal således mere end halveret og omkring 90% af vandløbene oprenset, uddybet, udrettet eller rørlagt. Denne udvikling, der i proportion stort set har været den samme for antallet af grøfter, vandhuller, diger, hegn, gravhøje, etc., har i væsentlig grad været negativ for naturens processer og for det vilde plante- og dyreliv.

1.2.2 Grundlag for optimisme og samarbejde

De seneste årtiers indsats for naturen i det åbne land ser imidlertid ud til at bære frugt. Det har til dels været muligt at bremse og måske vende en omfattende negativ udvikling. I det mindste i en række lokalområder. Der er flere forklaringer herpå.

Eksempler på aktiv naturforvaltning i Danmark siden 1989.

Frem mod slutningen af 1980'erne var fredninger og erstatningsfrie reguleringer næsten den eneste måde, naturen kunne beskyttes på. Siden da er der kommet en række økonomiske virkemidler, der har bidraget til en betydelig aktiv naturforvaltning i landet.

A) For op mod 1 mia. kr. har staten ved Skov- og Naturstyrelsen i perioden 1989-1997 gennemført en række naturforvaltningsprojekter. Projekterne kan opgøres i tre kategorier efter de overordnede formål "natur", "skov" og "friluftsliv" (Skov- og Naturstyrelsen 1998):

Natur ^{a)}	7.110 hektar
Skov ^{b)}	5.921 hektar
Friluftsliv ^{c)}	495 hektar

^{a)} "Natur" omfatter arealer med reetablering af tidligere eller nuværende naturtilstand - søer, lavvandede vådområder og fugtige enge.

^{b)} "Skov" omfatter arealer, erhvervet mhp. plantning af ny statsskov, bl.a. bynær skov og skov mht. grundvandsbeskyttelse og herunder ca. 25-30% ubevoksede arealer i form af enge, søer og vandhuller, vandløb m.v.

^{c)} "Friluftsliv" omfatter spredtliggende - ofte mindre - arealer, erhvervet som støttepunkter for friluftslivet eller mhp. sikring af offentlighedens adgang til skov- og naturområder.

B) Amterne i Danmark gennemfører hvert år en omfattende aktiv naturforvaltningsindsats i kraft af dels egne årlige budgetter hertil dels årlige bloktilskud til naturforvaltning. I 1998 har amterne med naturforvaltningsmidler bl.a. (Amtsrådsforeningen 1999):

- genskabt ca. 500 hektar søer, mens 661 hektar søer blev vedligeholdt
- nygravet 337 vandhuller og vedligeholdt 58 vandhuller
- restaureret 25 km vandløb og etableret 64 nye stryg i vandløb
- førstegangspejlet ca. 1.700 hektar strandeng, fersk eng, mose, overdrev og hede
- vedligeholdt ca. 1.500 hektar strandeng, fersk eng, mose, overdrev og hede
- førstegangspejlet ca. 240 fortidsminder
- vedligeholdt ca. 1.800 fortidsminder

C) Ud over den statslige og amtslige indsats udfører mange danske landmænd og kommuner en omfattende aktiv indsats med henblik på at skabe mere og ofte bedre natur. Blandt andet får danske landmænd med og uden tilskud årligt etableret massevis af vandhuller, 600-700 km læhegn og 4-500 hektar med vildtremiser. Hertil kommer mange landmænds tilmelding til de miljøvenlige jordbrugsforanstaltninger, der med udgangen af 1998 omfattede ca. 76.300 hektar fordelt på 9.287 jordbrugsbedrifter, heraf 55.600 hektar i miljøgræs uden for omdrift (Strukturdirektoratet 1999a).

Landbruget ofrer større opmærksomhed på naturen. Landmænd planter læhegn og graver vandhuller - med og uden tilskud. Driftsmetoderne bliver gradvis mere naturvenlige. Økologisk jordbrug breder sig langsomt, men sikkert med stop for brugen af pesticider, reduceret anvendelse af gødning, og gode muligheder for større variation i sædskiftet og flere arealer i græs. Dertil kommer, at reguleringer, naturgenopretning, skovrejsning, jagt- og arealfredninger, tilskudsordninger, forureningsbekæmpelse m.v. navnlig de sidste 10-15 år har bidraget positivt til udviklingen for miljø og natur i Danmark (jf. box). Der er derfor god grund til optimisme, når det drejer sig om det åbne lands naturværdier.

Bager & Søgård (1994) har konkluderet, at 10-20% af landmændene er parate til at acceptere et lavere økonomisk udbytte af hensyn til miljøet. Denne miljøbevidsthed blandt danske landmænd er næppe blevet mindre frem mod i dag. Og så gør det naturligvis ikke noget, at mere natur af god kvalitet i landbrugslandet også understøtter mulighederne for mere og formentlig bedre jagt. De fleste landmænd vil gerne gøre en ekstra indsats for naturen og miljøet. Det har de i et vist omfang allerede vist i praksis. Det, der navnlig skal styrkes, er et øget samarbejde om at tage de rigtige hensyn til naturen og om betalingen for denne nødvendige ekstra indsats.

Selvom den negative udvikling for landets plante- og dyreliv, for naturen, til en vis grad er stabiliseret og på flere områder vendt, er der dog et godt stykke vej mod et overordnet mål om at sikre den biologiske mangfoldighed. Dette forudsætter blandt andet mere plads til en varieret, alsidig og robust natur i Danmark. En situation med muligheder for både en rimelig intensiv og ekstensiv produktion, for egentlig naturpleje, men også for naturens egen dynamik og processer uden eller med begrænset menneskelig påvirkning. Mere plads til naturen kan også selvstændigt begrundes i, at naturen er hele samfundets grundlag. En række af naturens ydelser er uundværlige, ja livsunderstøttende. Man kan tale om naturkapitalens rolle i samfundsøkonomien. Det Økonomiske Råds Formandskab har i 1998 fastslået, at

“for visse af disse naturens livsnødvendige funktioner, findes der givetvis en nedre kritisk grænse, som det vil være forbundet med store negative konsekvenser at overskride”

Flere og flere grupper refererer således til nytteværdier, rekreative og andre værdier i forhold til øget hensyn til naturen. Sådanne forskellige typer begrundelser gennemgås nærmere i kapitel 2.

Mere hensyn til naturen i landbrugslandet drejer sig i høj grad om at knytte større forsigtighed og omtanke til den stadige udvikling af landbrugserhvervet. I det lys har Landbrugets Rådgivningscenter fornylig spillet lovende ud med bogen: “LandbrugsNatur” (Nielsen 1999a), hvori det bl.a. hedder:

“De fleste finder velvære og får ro i sindet ved at færdes i naturen, og landmanden og hans familie har det privilegium at have den lige uden for døren”.

Bogen "fokuserer på initiativer, der giver en varieret og artsrig landbrugsnatur, uden at indtjeningsgrundlaget på bedriften smuldrer". Denne rapport er udarbejdet i samme ånd.

Initiativet fra Landbrugets Rådgivningscenter bliver ikke mindre interessant i lyset af, at Landboforeningernes formand Peter Gæmelke til Landsbladet har udtalt, at "Godt landmandskab år 2005" bliver mere ambitiøs end sin forgænger (Godt Landmandsskab år 2000) (Hansen 1999). En ekstra indsats for naturen i landbrugslandet kan understøtte et ambitiøst mål for landbrugets videre udvikling.

1.3 Landbrugspolitisk baggrund

Det danske oplæg i 1997 til Regeringskonferencen i Amsterdam var offensivt ved direkte at foreslå en ændring af traktatens Artikel 39, hvor det specifikt blev nævnt, at landbrugspolitikken skulle inddrage miljøaspektet.

EU-Kommissionens Agenda 2000 fra 1997 bekræfter, at reformen af den fælles landbrugspolitik (CAP - Common Agricultural Policy) i 1992 har været en succes, men at der nu er behov for en "udnyttelse" af CAP. Kommissionen angiver flere grunde hertil blandt hvilke, ønsket om et mere miljø- og kvalitetsbevidst landbrug står centralt.

I Bernstein-rapporten (Landbrugs- og Fiskeriministeriet 1996) foreslås bl.a., at der skal stilles miljøkrav til landmændene i forbindelse med udbetaling af EU-tilskud. Fødevareministeren har blandt andet på den baggrund opfordret EU's landbrugskommissær Fischler til at arbejde for, at der stilles natur- og miljøkrav som betingelser for ydelse af den almindelige landbrugsstøtte samt at de miljøvenlige jordbrugsforanstaltninger udvides til også at omfatte investeringer.

Udviklingen i EU's og Danmarks landbrugspolitik vil således omfatte en stigende grad af integration af natur- og kulturmiljø- og miljøpolitikken i landbrugspolitikken.

Reformen af EU's fælles landbrugspolitik vedtaget af EU's stats- og regeringschefer på Det Europæiske Råds møde i Berlin i marts 1999 som led i Agenda 2000 åbner nu mulighed for, at medlemslandene kan gøre de direkte støttebeløb i form af hektarstøtte, husdyrpræmier, indkomstkompensation m.v. betinget af opfyldelse af natur- og miljøkrav.

At der har været og fortsat er behov for en reform af EU's CAP er sikkert, eftersom CAP er under pres på mindst fire måder:

- WTO's (World Trade Organization) spilleregler, der gør det vanskeligt for EU at opretholde CAP's nuværende tilskudssystem. Et pres der yderligere vil øges med de nye WTO-forhandlinger, der starter i 1999.
- Planerne om optagelse af øst- og centraleuropæiske lande i EU udgør en fare for, at EU's budget uden væsentlige justeringer af tilskudssystemerne risikerer at eksplodere.

- EU's skatteborgere/forbrugere kræver i stigende grad, at tilskud til landbruget sikrer natur, kulturværdier, landskaber og miljø samt ikke mindst husdyrvelfærd og sikre fødevarer.
- EU's bønder vil have rimelig aflønning af deres arbejde og et sikkerhedsnet, der kan garantere familielandbrugets fortsatte eksistens i socialt velfungerende landdistrikter.

Dette pres har EU-Kommissionen med CAP-reform 1999 forsøgt at håndtere under overskriften "Multifunktionelle landdistrikter med delvis dekoblede tilskudssystemer". Det kan oversættes til flersidig og varieret arealanvendelse med tilskudssystemer, der kan accepteres inden for rammerne af WTO's såkaldte "grønne boks"².

Man taler i EU om "Den 3. Vej". EU har valgt at satse på integration, som det også er understreget med Kommissionens strategi fra 1998: "Partnership for Integration" (jf. afsnit 1.5.). Her nævnes landbrugspolitikken som ét af to højprioritetsområder (klimaområdet er det andet). Integrationstanken er tillige tydeligt udtrykt i det danske regeringsgrundlag fra marts 1998, der lægger op til en mere intens integration af miljøpolitikken i landbrugspolitikken.

I hvilket omfang EU-Kommissionens strategi og integrationsbestræbelse vinder bred anerkendelse og opbakning i EU-medlemskredsen på lang sigt, og hvorvidt WTO, herunder navnlig USA, vil acceptere EU's 3. vej, er åbne spørgsmål. Vedtagelsen af CAP-reformen i marts 1999 blev et kompromis, der var mindre ambitiøst end Kommissionens udspil.

Det centrale i forhold til denne rapport er imidlertid EU's idé om multifunktionel anvendelse af landskaberne i Europa - en anvendelse der fortsat i væsentligt omfang tænkes finansieret via CAP'ens tilskudssystemer. Nu skal jordbruget ud over sunde fødevarer, biomasse og råtræ også producere biodiversitet, rent grundvand, varierede naturområder, smukke landskaber, rekreative værdier etc. Alt det som skatteydere/forbrugere i EU nu og i en overskuelig fremtid vil efterspørge og være villige til at betale for.

Når vi taler om økonomiske tilskudsmuligheder til danske landmænd, der vil gøre en ekstra indsats for naturen og miljøet, er der særligt tre områder i EU's CAP-reform, der påkalder sig opmærksomhed:

- Cross-compliance
- Nationale konvolutter
- Ledsageforanstaltningerne

Samlet set kan de tre områder over tid omfatte et årligt budget i Danmark på ca. 4,5 milliarder danske kroner, der kan aktiveres i en integrationsproces, der sigter mod øget miljøbeskyttelse og en ekstra indsats for naturen som led i landbrugspolitikken.

² WTO's grønne boks omfatter subsidier, der ikke medfører gengældelsesforanstaltninger. Det vil blandt andet sige, at støtten ikke må virke som prisstøtte til producenter. Regionalstøtte, forsknings- og udviklingsstøtte og miljøstøtte er som hovedregel omfattet af den grønne boks.

1.3.1 Cross-compliance - natur- og miljøbetinget støtte

Kommissionen fremlagde som led i CAP-reformen 1999 et forslag om horisontale bestemmelser, som indebærer, at medlemslandene er forpligtet til at fastsætte natur- og miljøkrav som forudsætning for udbetaling af direkte støtte efter det såkaldte cross-compliance-princip. Dele af Kommissionens forslag blev vedtaget i marts 1999.

Kravene skal være passende set i forhold til landbrugsarealets beskaffenhed og produktionens natur- og miljømæssige påvirkning. Medlemslandet kan fx tage udgangspunkt i kravene i fællesskabslovgivningen (Nitratdirektivet, Fugledirektivet, Habitatdirektivet etc.) eller i nationalt fastsatte regler.

I Danmark kan cross-compliance betyde, at EU-hektartilskud, som udbetales i forbindelse med dyrkning af korn, raps, ærter m.v. og for tiden beløber sig til i størrelsesordenen ca. 4 milliarder kroner årligt, kan aktiveres som led i natur- og miljøbeskyttelsen.

I hvilket omfang, cross-compliance på kort sigt bliver en realitet, er dog uklart, eftersom Kommissionen i forbindelse med vedtagelsen af cross-compliance måtte afgive en erklæring, som sikrer EU's medlemslande vide rammer for den praktiske gennemførelse. Det må derfor forventes, at ordningen bliver gennemført vidt forskelligt i de enkelte lande, hvilket vil svække mulighederne med cross-compliance på kort sigt.

1.3.2 Nationale konvolutter

Som en del af kompensationen for prisfaldene for oksekød og mælk i forbindelse med CAP-reformen 1999 indføres en såkaldt "national konvolut". Der er tale om, at det enkelte medlemsland inden for nationalt fastsatte rammer kan disponere over en del af tilskudsmidlerne til oksekøds- og mælkeområderne. Dette indebærer, at medlemslandet får mulighed for at udbetale tilskud til producenter på grundlag af specifikke (nationale) betingelser.

Det er vurderet, at størrelsen af den nationale konvolut for Danmarks vedkommende kan beløbe sig til 88 mio. kr. årligt i oksekødssektoren og over tid op mod 260 mio. kr. årligt i mælkesektoren (Landbrugsraadet 1999). På mælkeområdet implementeres den nationale konvolut dog formentlig tidligst fra 2005.

I CAP-reformen for oksekød er det fastlagt, at de specifikke betingelser med hensyn til belægningsgrad for udbetaling af dyrepræmier fastsættes under hensyntagen til den pågældende produktionstypes indflydelse på natur og miljø. Både i oksekødssektoren og i mælkesektoren gives der mulighed for at tillade arealbetalinger pr. hektar græsareal uden for omdrift.

1.3.3 Ledsageforanstaltningerne

Ledsageforanstaltninger fra CAP-reformen 1992, der i Danmark i dag omfatter tilskud til miljøvenlige jordbrugsforanstaltninger (fx tilskud i 20 år til ændret afvanding), tilskud til privat skovrejsning og tilskud

til førtidspensionering videreføres i en udvidet og integreret landdistriktforordning. Bortset fra de miljøvenlige jordbrugsforanstaltninger, som er obligatoriske for medlemslandene at gennemføre, er landdistriktforordningens tilskudsrammer dog frivillige ordninger (Landbrugsraadet 1999).

CAP-reform 1999 åbner også mulighed for, at der kan gives udligningsgodtgørelse i områder, der er udpeget på baggrund af særlige natur- og miljømæssige forhold, og hvor der som følge heraf er behov for særlig natur- og miljøvenlig landbrugsdrift. Det kan fx være særlige krav i henhold til forbedringer inden for rammerne af EF-Fugledirektivet eller EU-Habitatdirektivet eller i nitratfølsomme indvindingsområder, hvor en ekstra indsats er nødvendig.

De enkelte medlemslande skal nu udarbejde landeprogrammer, hvor man medtager netop de tilskudsordninger, som anses nødvendige i det pågældende land. Fx tilskud til en ekstra indsats for Danmarks natur.

1.4 Danske strategier og handlingsplaner

I Danmark kan den øgede natur- og miljøorientering af landbrugspolitikken betyde stærkere integration af hensigterne med de opstillede målsætninger i en lang række nationale strategier og handlingsplaner fra de seneste 10-15 år (jf. box).

Vandmiljøplan II fra 1998 med det overordnede mål om at reducere markbidraget med 100.000 tons kvælstof er ikke mindst en konsekvens af Danmarks internationale forpligtelse i forhold til EU's Nitratdirektiv (91/676/EEC).

Danske strategier og handlingsplaner fra de seneste ca. 15 år med indflydelse på landbrugets produktionsforhold.

- NPO-planen (1985)
- Pesticidhandlingsplanen (1986)
- Vandmiljøplan I (1987)
- Marginaljordsstrategien (1987)
- Skovrejsningsmålsætningen (1987)
- Bæredygtighedsplanen (1991)
- 10-punkts-programmet (1994)
- Biodiversitetsstrategien (1995)
- Aktionsplan for fremme af den økologiske fødevarerproduktion (1995)
- Kulturmiljøredegørelsen (1995)
- Natur- og Miljøpolitiske Redegørelse (1995)
- Vandmiljøplan II (1998)
- Anbefalingerne i Drikkevandsudvalgets betænkning (1998)
- Aktionsplan II - Økologi i udvikling (1999)
- Bicheludvalgets trestrengede strategi (1999)

Note: I 1999 arbejdes der tillige med en Ammoniakhandlingsplan som opfølgning af Vandmiljøplan II. Regeringen vil endvidere i løbet af kort tid følge op på Bicheludvalgets arbejde med en revision af Pesticidhandlingsplanen fra 1986.

Vandmiljøplan II signalerer også, at udviklingen vil føre til øgede og bredere hensyn til miljøet og naturen. Det er centralt, at buketten af virkemidler i forbindelse med Vandmiljøplan II i forhold til Vandmiljøplan I fra 1987 er udvidet og yderligere konkretiseret således:

- Våde enge (vådområder) - naturgenopretning
- SFL-områder - målretning af indsatsen, herunder etablering af vådområder
- Økologisk jordbrug
- Skovrejsning - privat såvel som statslig
- Bedre foderudnyttelse
- Skærpede harmonikrav
- Skærpelse af krav til udnyttelse af husdyrgødning
- Miljømæssigt begrundet sænkning af gødningsnormen
- Eventuelt kvælstofafgift, hvis den samlede "initiativbuket" ikke er tilstrækkelig.

Det er en interessant pointe, at man med Vandmiljøplan II har valgt en kombination af traditionelle, tekniske virkemidler (bedre foderudnyttelse, bedre udnyttelse af husdyrgødning m.v.) og - som det nye - en række mere naturnære virkemidler (naturgenopretning, skovrejsning) samt virkemidler, der signalerer, at intensivning kan gå for vidt (skærpede harmonikrav, større areal med efterafgrøder, nedsat N-norm, økologisk jordbrug).

Det er særlig interessant, at man med Vandmiljøplan II ser natur og miljø som to sider af samme sag i erkendelse af, at en styrkelse af naturgrundlagets robusthed, rummelighed og selvrensning til en vis grad kan sikre en bedre miljøkvalitet. Vådområder ses som et nødvendigt led i moderne landbrugsdrift - ikke mindst på grund af vådområdernes evne til som bufferområder mellem intensiv dyrknings-tilstand og naturtilstand at sikre et vandmiljø af bedre kvalitet.

Generelt peger Vandmiljøplan II i retning af et fagligt og politisk bredt baseret ønske om en mere ekstensiv og varieret arealanvendelse. Ønsker og tendenser, som harmonerer ganske godt med dele af EU's reform af CAP.

Seneste skud på stammen af danske strategier er Bicheludvalgets trestrengede strategi og anbefalinger afgivet af et enigt, bredt sammensat, udvalg i marts 1999. Brugen af pesticider kan - og skal - bringes ned. Bicheludvalgets trestrengede strategi for at nå dette mål omfatter (Miljø- og Energiministeriet 1999):

- Generel nedsættelse af brugen af pesticider
- Mindre eksponering af biotoper som vandløb og søer
- Øget økologisk omlægning

Bicheludvalgets strategi og anbefalinger peger ligesom Vandmiljøplan II blandt andet mod mere natur i landbrugslandet. Således lægger Bicheludvalget op til hurtig etablering af 10-12 meter sprøjtefri bræmmer langs målsatte vandløb og søer større end 100 m² med fuld kompensation til jordbrugerne.

1.5 Internationale forpligtelser

De danske forpligtelser i forhold til EU's Nitratdirektiv er nævnt. EU-Kommissionen har anerkendt Vandmiljøplan II med dens alsidige buket af virkemidler som en brugbar ramme for en dansk opfyldelse af Nitratdirektivets bestemmelser. EU-Kommissionen har endvidere som opfølgning på Amsterdam-Traktatens artikel 6 om integration af miljøhensyn i andre politikker i maj 1998 fremlagt strategien "Partnership for Integration". Det hedder heri blandt andet:

"Hvis vi fremover vil gøre os forhåbninger om at løse EU's alvorlige miljøproblemer, er det nødvendigt, at miljøhensyn spredt sig til de øvrige politikområder og bliver en integreret del af alle andre beslutninger, der træffes vedrørende for eksempel industri, transport, landbrug, skatter eller energi. Kun ved politisk samarbejde i form af integration kan vi sikre, at udviklingen går i den rigtige retning - nemlig mod et bæredygtigt samfund".

En ekstra indsats for naturen i landbrugslandet vil være et væsentligt element i denne integrationsproces. Såvel EU som Danmark har ervedover forpligtelser i forhold til FN's Konvention om den biologiske mangfoldighed fra 1992 (Biodiversitetskonventionen). Heri hedder det i artikel 6, at:

"alle kontraherende parter skal, i overensstemmelse med deres særlige vilkår og muligheder så vidt muligt og alt efter omstændighederne, integrere bevaring og bæredygtig udnyttelse af den biologiske mangfoldighed i relevante sektorale eller tværsektorale planer, programmer og politikker".

Disse forpligtelser er i Danmark blandt andet udmøntet i Biodiversitetsstrategien fra 1995. Heri hedder det blandt andet i forordet (Prip & Wind 1995):

"For at afbøde virkningerne af den hårde udnyttelse af naturressourcerne har vi i Danmark gennemført en af de mest omfattende naturbeskyttelseslovgivninger i verden. Både stat, amter, kommuner, frivillige organisationer og mange enkeltborgere gør en stor indsats. Fremtidens udfordring er i endnu højere grad at integrere hensynet til den biologiske mangfoldighed i de forskellige sektors udnyttelse af naturressourcerne".

Mere og bedre natur i landbrugslandet er som nævnt et vigtigt delmål i dansk naturforvaltning. En forvaltning som også omfatter udmøntningen af hensigterne med EF's Fuglebeskyttelsesområder, EU's Habitatområder og EU's tankegang under Natura 2000 om at etablere et europæisk netværk af naturområder på tværs af landegrænser. Det er et nationalt mål og en international forpligtelse at sikre stabile bestande af vilde plante- og dyrearter blandt andet ved at styrke spredningsmulighederne. En ekstra indsats for naturen også i landbrugslandet vil styrke Danmarks muligheder for at leve op til internationale forpligtelser.

1.6 Nationale mål for arealanvendelsen

I regeringsgrundlaget fra 1998 hedder det blandt andet:

“Også på miljøområdet er forebyggelse afgørende. De kommende generationer skal ikke overtage en uindfriet miljøgæld i form af forringet vandmiljø, bortgemte affaldsdepoter og en spoleret natur”.

Denne regeringsudmelding er i princippet understreget i “Statslig Udmelding til Regionplanrevision 2001” (Landsplanafdelingen 1998), der angiver nationale mål, som danner rammerne for de kommende års regionplanlægning (jf. box). Ud over at være en vigtig del af den fysiske planlægning vil regionplanerne spille en vigtig rolle som beslutningsgrundlag for aktive handlinger ikke mindst i landbrugslandet. Regionplanerne er fx centrale i forhold til prioriteringen af de indsatser, der fremover skal ske for at opretholde eller genskabe et sundt miljø og en levedygtig natur. Regionplanlægningen er således et instrument, der kan aktiveres for fremme af en bæredygtig arealanvendelse i Danmark. En bæredygtig udvikling i arealanvendelsen vil i væsentlig grad være dynamisk. Benyttelsen af det åbne land vil være i stadig udvikling, og landskabet vil ændre sig de kommende år. Beskyttelse af grundvand, naturgenopretning, naturbeskyttelse og skovrejsning er væsentlige årsager hertil. Forebyggelse af skader på natur og miljø og udlæg af arealer, hvor naturens egen dynamik råder, vil også spille en rolle. Økologisk jordbrug vil anvende et stadig større areal, og der bliver færre men større landbrugsbedrifter og flere fritidslandbrug.

Nationale mål for arealanvendelsen og den fysiske planlægning

- *Landskabet uden for byerne skal beskyttes.*
- *Arealforbruget til byvækst, tekniske anlæg og infrastruktur skal begrænses og tilpasses bedst muligt til landskabet og dets natur og miljø.*
- *Kysterne og de uforstyrrede landskaber skal særligt beskyttes mod tekniske anlæg og by- og bylignende bebyggelse.*
- *Kulturhistorisk værdifulde helheder og elementer i landskabet skal søges sikret og beskyttet med tekniske anlæg og byvækst, der ikke kan forenes hermed.*
- *Friluftslivets adgangsmuligheder til og i det åbne land skal forøges.*
- *Vandmiljøet skal sikres, så vandforsyningen kan baseres på rent grundvand.*
- *Vandkvaliteten i søer, åer og have skal forbedres.*
- *Indsatser i nitratfølsomme områder, genetablering af vådområder og forøgelse af skovarealet er højt prioriterede mål.*
- *Øget naturgenopretning og flere spredningsmuligheder ad økologiske forbindelser i landskabet skal bidrage til at sikre stor artsrigdom af vilde planter og dyr og understøtte beskyttelsen af truede plante- og dyrearter og deres levesteder.*
- *Der skal bevares tilstrækkelige arealer til at sikre et bæredygtigt jordbrug.*
- *Jordbrugserhvervet skal have større investeringsikkerhed gennem præcise rammer for arealanvendelsen.*
- *Landdistrikternes udviklingsvilkår skal sikres.*

Den forventede udvikling vil føre til øget konkurrence om Danmarks landareal. I dag benytter land- og skovbrug ca. 78% af landets areal og vil fortsat lægge beslag på den største del. Men der er næppe tvivl om, at landbrugsarealet af flere årsager vil blive reduceret de kommende årtier (tabel 1.1).

Udviklingen de næste 2-3 årtier forventes således at føre til en ændret arealudnyttelse i Danmark, hvor de dyrkede sædskiftemarker vil tabe terræn til såvel by- og vejudvikling som til udyrkede naturarealer inkl. halvkulturarealer, søer og vandløb samt skov. Men det er samtidig nødvendigt som led i bestræbelserne for at fremme en integreret, flersidig arealanvendelse at sikre et forøget naturindhold i det dyrkede landbrugsland, der stadig vil udgøre den væsentligste del af landets areal. Dette perspektiv for udviklingen er yderligere sat i fokus med OECD's rapport fra marts 1999: "OECD Environmental Performance Reviews - Denmark". OECD anbefaler heri, at dansk naturbeskyttelse blandt andet

- fortsætter med at opfylde målene i den nationale strategi for biologisk mangfoldighed og formulerer en egentlig national handlingsplan for naturbeskyttelse
- udvikler et nationalt økologisk netværk
- forbedrer indarbejdelsen af natur-, landskabs- og biodiversitets-hensyn i landbrugspolitik og -praksis
- giver større opmærksomhed til politiske mål for naturbeskyttelse og beskyttelse af biologisk mangfoldighed i landbrugserhvervet
- styrker indsatsen for at nå målene for skovrejsning, naturskovbeskyttelse og fremme af bæredygtigt skovbrug.

Tabel 1.1: Areal med natur, halvnatur og skov i Danmark i 1995 og 2025^{a)} (Groth m.fl. 1998)

Arealkategori (ha)	1995	2025
Dyrket areal uden for omdrift ^{b)}	397.601	516.881
Hegn, grøfter og markveje	120.000	128.400
Heder	81.920	87.245
Klitter	30.000	31.950
Moser	87.231	92.901
Søer	48.659	70.556
Vandløb	16.341	23.694
Skove (incl. arealer til bygninger i skove)	465.300	604.890
I alt	1.247.052	1.556.517

Note:

a) Arealtallene for 2025 udtrykker konsekvenserne, hvis eksisterende politiske målsætninger følges uforandret i perioden 1995-2025 (excl. de nyeste bestemmelser vedr. beskyttelsen af grund- og overfladevand).

Arealtallene for 2025 omfatter ikke de 4-18% af landets areal, hvor grundvandsbeskyttelsen begrunder ekstensivering af landbrugsdriften, nemlig 4% nitratsfølsomme indvindingsområder (ca. 172.000 ha) og 18% større vandindvindingsområder.

Arealtallene for 2025 omfatter heller ikke Bicheludvalgets anbefalinger, herunder bræmmer langs visse vandløb og søer (op mod 35.000 ha pløjejorder).

b) Omfatter også eng, overdrev og strandeng. En væsentlig del af disse arealer betegnes i landbrugsstatistikken som vedvarende græsarealer.

2 Naturværdier og grunde til at beskytte dem

2.1 Indledning

Ønskerne om beskyttelse af naturindholdet og biodiversiteten i det åbne landskab er bl.a. funderet på det lovfæstede grundlag og de forskellige nationale og internationale forpligtelser, som er gennemgået i kapitel 1. Ifølge FN's Biodiversitetskonvention, som Danmark har tilsluttet sig, skal vi (Prip & Wind 1995):

"fremme beskyttelsen af økosystemer, naturlige levesteder og opretholdelse af levedygtige populationer af arter i naturlige omgivelser."

med den konsekvens, at vi skal

"bevare de hjemmehørende plante- og dyrearter, deres variation og deres levesteder som grundpillerne i dansk natur".

I forhold til landbrugslandet betyder denne målsætning, at man skal kunne udpege de relevante levesteder (lokaliteter), hvor vilde plante- og dyrearter skal kunne overleve med enten så lidt menneskelig påvirkning som muligt eller med en fin balance mellem kulturpåvirkning (især græsning) og naturlige processer.

Hovedparten af disse lokaliteter findes på privat ejendom og har som nævnt i væsentligt omfang været påvirket negativt i forhold til ovenstående målsætning. Det er hensigten generelt at søge at beskytte økosystemer og tilhørende arter i højere grad end tidligere, hvilket bl.a. skal ske ved, at landbrugerne også bliver naturforvaltere. Ifølge Skov- og Naturstyrelsen skal landbrugeren sikres betaling for hovedparten af denne indsats (Prip & Wind 1995). Derfor vil en øget beskyttelse skulle ske enten via offentlig regulering eller via frivillige ordninger baseret på oplysning og motivation. I begge tilfælde vil det formentlig være nødvendigt at udpege nogle større eller mindre lokaliteter, hvor denne indsats bør koncentreres og vil have størst effekt.

Der er derfor behov for at finde nogle kriterier, som kan danne baggrund for en sådan udpegning af særligt prioriterede områder og derefter udvikle dels forslag til konkrete naturbevarende handlinger og dels nogle tilhørende reguleringsmekanismer. Med dette kapitel er det forsøgt at give mere præcise begrundelser og prioriteringer for den generelle beskyttelse af naturindhold og biodiversitet i det åbne landbrugslandskab, set ud fra et biologisk synspunkt. Derimod diskuteres det ikke særskilt, hvordan man evt. kan imødekomme ønsker om smukke landskaber, rekreative værdier, bevarelse af kulturminde samt brugen af naturens processer til forebyggelse af miljøskaeder på fx vandmiljøet. Dette er naturligvis andre vigtige holdninger til, hvad et landskab skal indholde. Og disse ønsker giver anledning til

andre kriterier, som de her nævnte kriterier for biologisk naturkvalitet skal afvejes mod.

I debatten om naturbeskyttelse og fremme af biodiversitet henvises ofte til forskellige sidegevinster ved en rig natur og ved høj biodiversitet i landskabet. Sådanne instrumentelle værdier i naturen (dvs. egenskaber som værdsættes som middel til at opnå noget andet - fx nye lægemidler fra arter i regnskovene) vil i det følgende blive betegnet "nytteværdier". Dette står i modsætning til værdier, som ønskes for deres egen skyld, såkaldt iboende værdier (fx et naturområde med en særlig skønhed). Eksistensen af nytteværdier fremhæves ofte som konkrete og tungtvejende argumenter for en opprioritering af naturbeskyttelsen - det gælder fx i grundlaget for det økologiske jordbrug (LØJ's avlsregler) med formulerede hensyn som

- at bevare jordens naturlige frugtbarhed
- at 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.

I det følgende gennemgås kort disse nytteværdier, og det konkluderes

- at en del af disse nytteværdier udmærket kan indgå som vægtige argumenter for at sikre naturværdier, hvis de dokumenteres eller ved anvendelse af et forsigtighedsprincip
- at flere af de påståede nytteværdier ikke er særligt veldokumenterede hvad angår danske naturelementer
- at indragelsen af sådanne konkrete nytteværdier på nuværende tidspunkt derfor kan være sårbart og give bagslag, hvis de efterfølgende ikke kan dokumenteres
- at dér, hvor der bliver tale om agronomiske nytteværdier (fx biologisk kontrol), må de snarere udforskes og dokumenteres på linje med andre agronomiske virkemidler
- at det derfor vil være fornuftigt, at diskutere, i hvor høj grad ønsker om naturbeskyttelse og biodiversitet kan begrundes uden at henvise til sådanne konkrete nytteværdier
- at der er behov for at opstille kriterier, som kan udpege nogle lokaliteter med særlig høj naturværdi på et biologisk grundlag.

Til sidst gennemgås begrundelser for at tage hensyn til naturens iboende værdier og nogle forslag til kriterier for naturkvalitet beskrives.

2.2 Kan naturhensyn begrundes i naturens nytteværdi ?

Mere plads til naturen begrundes somme tider i, at naturen er hele samfundets grundlag. En række af naturens ydelser er uundværlige, ja livsunderstøttende. Man kan tale om naturkapitalens rolle i samfundsøkonomien. Det Økonomiske Råds Formandskab har i 1998 fastslået, at:

“for visse af disse naturens livsnødvendige funktioner, findes der givetvis en nedre kritisk grænse, som det vil være forbundet med store negative konsekvenser at overskride”.

Naturkapitalens ydelser kan fx omfatte frugtbar dyrkningsjord, rent drikkevand, jagt og andre rekreative muligheder. Naturkapitalen er grundlag for uundværlige processer såsom bestøvning (betydning for fødevareproduktionen) samt selvrensning og recirkulering af næringsstoffer (begrænsningen i en række udslip til natur og miljø). Krav om sådanne begrænsninger i miljøbelastning begrundes omvendt ofte i naturens nytteværdi for andre interessenter. Et par eksempler er

- tålegrænser for luftforurening, hvor stabil skovtilvækst og levedygtige fiskebestande i søer er de kriterier, man sætter grænser ud fra
- grænser for udledning af næringsstoffer til vandmiljøet baseres delvist på at fiskeriet ikke trives med for høj næringssaltbelastning og efterfølgende iltsvind.

Naturkapitalen danner således grundlag for produktivværdier og velfærdsværdier, som ikke alle indgår i markedsökonomien, men hvoraf mange ville være vanskelige eller omkostningsfulde at tilvejebringe på anden vis. At værdisætte naturkapitalen i kroner og ører er imidlertid særdeles vanskeligt - formentlig umuligt i sit fulde omfang - eftersom der er tale om alt fra kontante, målbare værdier som produktionsgrundlag (fx dyrkning af vinterhvede) over miljømæssig kvalitet (fx rent grundvand) til æstetiske værdier (fx smukke landskaber).

Dertil kommer, at mange af disse værdier snarere vedrører fremtidige generationers muligheder for at sikre sig et godt liv og en rimelig valgfrihed. Derfor er det vigtigt at overveje i hvor høj grad evt. ændringer begrundet i aktuelle økonomiske hensyn er irreversible og derved ikke let kan omgøres af senere generationer. Vi ved fx ikke til fulde hvilke værdier, der går tabt for os og vore efterkommere, hvis vi fortsat reducerer den biologiske mangfoldighed. Det er desuden forbundet med stor usikkerhed at definere nedre, kritiske grænser - det, som man også kunne kalde naturens bæreevne. I sådanne tilfælde argumenteres der for at bringe det såkaldte "forsigtighedsprincip" i anvendelse: Princippet om, at mangel på sikker viden om en eventuel miljøtrussel ikke skal bruges som grund til at undgå at imødegå denne trussel.

I det følgende diskuteres nogle af de hyppigst fremførte konkrete nytteværdier af natur og biodiversitet, som kan begrunde en højere prioritering af naturhensyn i samfundet eller hos de borgere, der forvalter natur (fx landmænd).

- *Mulige lægemidler og andre gavnlige stoffer fra flora, fauna og mikroorganismer:*
Dette fremføres ofte som argument for at bevare tropiske regnskove med stor ukendt artsvariation, men er formentlig ikke relevant for den relativt velkendte danske flora. Dette kan dog ikke helt

udelukkes, især fordi jordens mikroflora langt fra er beskrevet i detaljer (tænk på Penicillinens tilfældige opdagelse).

- *Genpulje til fremtidig forbedring af kulturarterne:*

De arter af kulturplanter, som er mest udbredt i dansk landbrug, stammer ikke fra Danmark eller vore nærmeste omgivelser, men fra mediterrane, nærorientale og amerikanske områder. Derfor vil der formentlig normalt ikke kunne findes materiale til forbedring af dem her i landet. Der er dog en del mulige undtagelser især for visse kulturgræsser og enkelte indslæbte arter, som er beslægtet med eller forstadier til vores nuværende kulturplanter. Bl.a. ønsker Nordisk genbank at sikre bevarelsen af purhavre, som tilhører den dyrkede havres gen-pulje, hvor specielle danske sorter kunne blive en kilde til resistensegenskaber i danske sorter af dyrket havre. Noget lignende kunne gælde for nogle af de korsblomstrede arter, som er stamfædre til den moderne raps. (Med fremtidig udvikling af genetiske teknologier, hvor artsgrænserne er op hævede, kan mulighederne dog være uendelige, men også uoverskuelige og uforudsigelige).

- *Biologisk skadedyrkontrol:*

Der eksisterer talrige små forsøg, der påviser, at rovinsekter fortærer skadedyr som bladlus, og at dette kan reducere især bestandene af bladlus i korn. Etablering af og nærhed til gode overvintringslokaliteter uden for marken, bunddække i afgrøden og fravær af insekticider er her mere eller mindre veldokumenterede faktorer (fx 'beetle banks' – Thomas *et al.* 1991, Holland & Thomas 1996; Collins *et al.* 1997). Biologisk kontrol af skadedyr og svampesygdomme, som er af klar og pålidelig økonomisk betydning, er dog stadig dårligt dokumenteret i landbrugsafgrøderne (forædling, sædskiftet og afgrøde- og husdyrkonstitution tillægges her afgørende betydning). De arter af rovdyr, der har betydning, er formentlig relativt få, og det er ikke arter, der er stillet store krav til miljø og natur på levestedet, og kontrolpotentialet er således heller ikke korreleret til generel biodiversitet el.lign. 'Biologisk kontrol' kan således ikke pt. levere en dokumenteret begrundelse for et rigt naturindhold.

- *Økosystem funktion/kollaps under kritisk tærskel:*

Kvantitativ fødevarereproduktion, overlevelse og tilfredsstillelse af menneskers snævraste materielle behov kan formentlig fortsætte selv efter meget store reduktioner i Danmarks økosystemer. En undtagelse er dog dyrkningsjorden, hvor en god frugtbarhed formentlig afhænger af opretholdelsen af høj biologisk aktivitet (se nedenfor).

- *Jordens frugtbarhed:*

Jordens funktion og frugtbarhed anses for at have stor betydning for afgrødernes udbytte og kvalitet på både kort og langt sigt og er derfor en af de vigtigste betingelser for at sikre en bæredygtig udnyttelse af dyrkningsgrundlaget. Afgrødens kvalitet afhænger bl.a. af mængden af tungmetaller, pesticidrester samt næringsstofindholdet. Disse forhold påvirkes af jordens fysiske og kemiske kvalitet (tungmetaller, pH, hydrologiske forhold) samt af det biologi-

ske indhold i jorden. Der kan dog derfor være en væsentlig nytteværdi forbundet med opretholdelsen af biologisk mangfoldighed i dyrkningsjorden (en nærmere beskrivelse af dette samt definition af jordens frugtbarhed og kvalitet findes i kapitel 3).

- *Affaldscirkulering og forureningsbegrænsning:*
Jorden kan fungere som naturlig buffer og kan nedbryde og neutralisere skadelige stoffer, som derved ikke skader andre steder i miljøet (fx grundvandet). Dertil kommer jordens evne til at fastholde og recirkulere vand og næringsstoffer. Alle disse meget vigtige egenskaber er betinget af et vist indhold af organisk stof og levende organismer, se i øvrigt kommentar ovenfor.
- *Jagtinteresser og jagtleje:*
Jagtbare arter kan inden for vide rammer trives uden basis i en artsrig natur. En del af de populære jagtarter er ikke særligt vanskelige med krav til naturen og bliver allerede fremmet i vid udstrækning med hovedsageligt artsspecifik indsats, fx udsætning, vildtremiser og udfodring. En attraktiv jagt med tilhørende god jagtleje er derfor ikke nødvendigvis afhængig af en rig og velbevaret natur eller af en stor artsvariation af hjemmehørende svampe, planter og dyr.
- *Attraktion i forhold til turistsektoren:*
Danske undersøgelser (fx Jensen & Koch 1997) peger på, at den almene naturgæst/turist helt overvejende værdsætter store og æstetisk smukke landskaber (bølgende bakkedrag, kystlinjer eller bøgehøjskovens søjlehaller) samt evt. enkelte, store og letgenkendelige dyrearter (især visse fugle og pattedyr). Derimod tyder undersøgelserne ikke på, at det bredere naturindhold, artsdiversiteten og den generelle biologiske kvalitet indgår væsentligt i denne værdisættelse. Dette forhold er dog ikke nødvendigvis konstant, men kunne tænkes ændret i takt med bedre oplysning og mere debat.

Det er ikke forsøgt at gøre listen komplet og der kunne tilføjes andre nytteværdier, såsom bestøvning af kulturplanter, vandforsyning/vandregulering i jorden og regulering af klimaet mv. Det skal understreges, at i det omfang, hvor disse nytteværdier reelt kan dokumenteres og herved medvirke til at sikre naturværdier, er dette selvfølgelig positivt også set fra et biologisk synspunkt. I ovenstående liste er der fx mange områder med manglende viden, hvor brugen af et forsigtighedsprincip muligvis ville tilsige at bevare så meget biologisk mangfoldighed som muligt. Pointen her er blot, at det ikke er sandsynligt, at disse nytteværdier er tilstrækkeligt store, præcise eller veldokumenterede til at udgøre tilstrækkelige argumenter for bevarelsen af den danske natur og størstedelen af dens naturindhold og biodiversitet. Med erfaring fra hidtidig forskning kan det meget vel vise sig, at de dokumenterede nytteværdier i hovedsagen bygger på meget få og almindelige organismer snarere end på generel biologisk mangfoldighed. Fremtidig optimering mht. nyttefunktionerne (fx biologisk kontrol, frugtbarhed, jagt eller turistinteresser) kan derfor udmærket tænkes at blive ret uafhængige af de generelle biologiske naturhensyn.

Desuden findes der andre ønsker om naturhensyn, som er begrundet i andet end en forventet nytteværdi. Der er derfor behov for også at formulere nogle klare begrundelser for at udpege og bevare naturværdier, som ikke er baseret på en forventet nytteværdi. Sådanne værdier kan betegnes iboende værdier og transformativ værdier, hvilket henviser til, at de værdsættes for sig selv og ikke som middel til at opnå noget andet.

Derfor argumenteres der i det følgende for en selvstændig formulering af de krav, der følger af et ikke-nytteorienteret natursyn, hvilket her vil blive kaldt et biologisk natursyn. Ifølge ovenstående er det vurderingen, at en sikring af hovedparten af de biologiske naturværdier ikke alene vil kunne støtte sig på deres konkrete nytteværdier. I stedet må de sikres gennem samfundets og privates vilje til at tilgode naturens iboende værdi, sådan som den værdsættes af både nutidige og fremtidige generationer af mennesker. Dette bygger derfor også på en holdning om, at vi har et ansvar over for fremtidige generationer for at passe på den danske natur og dens arter, som vi har arvet via en lang og unik udvikling i geologien, forhistorien og landskabet og dettes kulturhistoriske udvikling. Dette ansvar bliver, som argumenteret i kapitel 3, ikke mindre af den biologiske viden om, at mange af de arter og levesteder, der er gået mest tilbage, ikke uden videre kommer igen, blot fordi den negative påvirkning ophører: Ødelæggelser kan gå hurtigt, mens der ofte er en voldsom 'økologisk inert' i forhold til genetablering af tabte naturværdier. På dette område adskiller naturforholdene sig ofte markant fra miljøforholdene. Imellem de ovennævnte meget konkrete nytteværdier og de rene 'iboende' værdier findes der ganske vist et mellemområde af mindre konkrete nytteværdier i form af forskellige rekreative muligheder (såsom ornitologers eller lystfiskeres aktiviteter), som imidlertid ikke er gennemgået her.

2.3 Beskyttelse af iboende værdier i naturen

Hvis man ønsker at fremme kvalitative naturværdier på privat ejendom vil dette som diskuteret i kapitel 5 formentlig overvejende skulle ske ved indgåelse af frivillige aftaler evt. mod compensation. Derfor kan det være vigtigt for et godt resultat, at landbrugere og andre indgår i dette arbejde med en positiv indstilling og en god forståelse for hvilke værdier, der ligger bag udpegningen af lokaliteter og områder med særlige naturværdier. Dette medfører et behov for at kunne forklare det biologiske natursyn og redegøre for udtryk såsom "høj naturkvalitet", "biodiversitet", "bevaringsværdig", "oprindelige plantesamfund" og "karakteristiske naturtyper". Sådanne udtryk anvendes ofte af fag-biologer til at argumentere for, hvorfor en lokalitet er bedre end en anden i naturmæssig forstand, men de er ikke altid indlysende for landbrugere og andre interessenter. Der kan derfor være grund til at grave lidt dybere for at forstå argumenterne og kriterierne bag den biologiske forståelse af naturkvalitet.

Som vist i foregående afsnit er der altså ikke i alle tilfælde tilstrækkeligt stærke argumenter for at sikre naturelementer ud fra deres instrumentelle værdi/nyttéværdi. Derimod kan man godt ønske en stor

hensyntagen til naturelementer for menneskers skyld uden at skulle argumentere for hverken deres umiddelbare eller forventede fremtidige nytteværdi. Dette skyldes, at mennesker kan værdsætte naturelementer netop for deres ikke-instrumentelle værdier såkaldt iboende og transformativ værdier.

2.3.1 Iboende værdier i naturen

Iboende værdier er værdier, som af nogen anses for goder i sig selv og ikke blot ønskes som middel for noget andet. I forhold til natur er det altså værdier, som ikke er omfattet af de nytteværdier, der blev omtalt i foregående afsnit. Denne opdeling tolkes ofte på den måde, at ikke-instrumentielle værdier i naturen skal beskyttes for deres egen skyld, hvilket begrundes med krav om "respekt for liv" og "økosystemers integritet". Det vil sige ud fra en øko-centreret naturetik, som står i modsætning til en menneskecentreret naturetik. Dette er en kunstig modsætning, som bygger på en for snæver opfattelse af begrebet iboende værdier. Man må snarere skelne mellem to modsætningspar vedrørende værdier (Korsgaard 1983, O'Neill 1992):

1. En ting kan være værdifuld for nogen enten som middel til at opnå noget andet (instrumentel værdi/nyttéværdi) eller være et mål/noget godt i sig selv (have iboende værdi, værdi i sig selv).
2. Mange ting har værdi, fordi nogen værdsætter dem, dvs. i kraft af tingens relation til et subjekt. Man siger at tingen får sin værdi fra en anden kilde (extrinsiv værdi). Modsætningen hertil er værdier, som en ting har ubetinget, dvs. uanset sin relation til subjekter eller andre objekter (ikke-relative værdier).

Pointen i denne skelnen er, at dermed kan et naturelement godt være et gode for nogen, netop fordi det har værdi i sig selv, og ikke fordi det er et middel til at opnå noget andet. Det vil sige at den pågældende art eller biotop ikke har instrumentel værdi, men værdsættes for sin egen skyld. Uden denne skelnen vil naturen enten have instrumentel værdi for mennesker (eller et andet subjekt) eller iboende værdi for sig selv uafhængigt af et subjekt. Dette har ofte ledt til en kunstig modsætning mellem menneskecentreret etik og øko-centreret etik, som beskrevet i bl.a. Halberg (1996). Menneskecentreret eller bevidsthedsorienteret etik bygger som oftest på, at noget gør en forskel for et individ (herunder somme tider et bevidst dyr). Ifølge en sådan tankegang er værdier kun etisk fordrende, hvis de betyder noget for nogen. Vi skal altså kun tage hensyn til noget, hvis vi tror, at det en dag vil gøre en forskel for bevidste individer. Dette står derfor i modsætning til den øko-centrerede etik, som mener, at vi som mennesker er moralsk forpligtede til at tage hensyn til værdier i naturen uanset, om de i øvrigt gør eller vil gøre en forskel eller er af værdi for bevidste individer. Dette hænger bl.a. sammen med de forskellige måder at bruge begrebet iboende værdi på som vist ovenfor. Fx kan en eng værdsættes både som græseng (foder til kreaturer = nytteværdi) og som hjemsted for nogle gøgeurter (værdsættes fordi de er smukke/for sig selv = iboende værdi). Men i begge tilfælde vil krav om at bevare engen - ifølge den bevidsthedsorienterede etik - bygge på

hensyn til menneskers interesser, og ikke på hensynet til græsset eller til gøgeurterne (eller andre ikke-bevidste væsner).

Man kan imidlertid udmærket argumentere for, at der også findes værdier i naturen, som eksisterer uafhængigt af menneskers bedømmelser. Det vil sige, at noget kan være godt eller skidt for nogen eller noget, uden at det vedrører mennesker. Rolstons (1988) begreber organismeVærdi (o-V) og økosystem-Værdi (ø-V) er eksempler på sådanne ikke-relative værdier: Noget kan være godt eller skidt for en organisme eller for et afgrænset økosystem uden at det betyder noget for et menneske (eller skyldes menneskets indgreb). Men deraf følger ikke automatisk, at det har etisk relevans for mennesker, på den måde at vi har pligt til at inkludere disse o-V eller ø-V i vores etiske betragtninger. Dette gælder også i tilfælde, hvor menneskelige handlinger påvirker sådanne selvstændige værdier, men uden at det påvirker menneskers (eller andre bevidste væsners) interesser. Således vil mange formentlig mene, at vi ikke behøver at inkludere etiske hensyn til selve de sygdomsfremkaldende organismer (fx Tyfusbakterier eller HIV) i vores overvejelser over den rette prioritering i sundhedsvæsenet. Man kan godt tale om, at vaccinations- og præventionsprogrammer er dårlige for organismerne selv (det er hensigten med dem), men det kræver en særskilt argumentation at vise, at dette er et etisk relevant aspekt. Og sådanne argumenter er svære at finde, uden at vise tilbage til konsekvensen for mennesker og bevidste dyr. Det samme gælder for bevarelsen af i øvrigt harmløse mikroorganismer og plantearter mv. At der findes denne type objektive iboende værdier giver altså ikke svaret på, hvilke naturelementer, som mennesket har en eventuel etisk pligt til at beskytte eller fremme.

Konklusionen er altså, at der ikke nødvendigvis er nogen modsætning imellem en menneskecentreret naturetik og ønsket om at tage hensyn til iboende værdier i naturen. Blot gives der ifølge denne opfattelse ikke noget objektivt svar på hvilke arter, økosystemer eller naturtyper, som er de mest bevaringsværdige pga. deres iboende værdier. Dette valg vil bero på, hvilken synsvinkel man anlægger på hvad, som er vigtige iboende værdier, der skal sikres og for hvis skyld. Typisk har forskellige interessegrupper ønsket, at den offentlige regulering sikrede netop de lokaliteter og arter, som gruppen var interesseret i af rekreative årsager. Dette medfører en risiko for, at bestemte relativt snævre hensyn kommer til at spille en for stor rolle i udformningen af kriterier for naturbeskyttelse³.

³ *Fx har lystfiskere været meget optaget af at fremme bestandene af laks og ørreder i vandløbene, og ornitologer ønsker bedre betingelser for forskellige fuglearter, mens andre igen søger at fremme betingelserne for bestemte insekter, urter eller hele naturtyper. I mange tilfælde foreslås at indføre restriktioner for benyttelsen af forskellige (natur- og halvkultur-) områder for at fremme de pågældende arter mv. Dette giver igen konflikter i forhold til interesser i andre rekreative udnyttelsesformer, fx kanosejls og camping. Det er karakteristisk, at man i den forbindelse ofte ser interesse modsætningen fremstillet som menneskets (fx kanosejlerne) interesse over for de truede dyrs interesser. En mere rimelig fremstilling ville være at tale om forskellige grupper af menneskers til tider modstridende interesser i rekreative naturoplevelser - bl.a. skammer fiskerne sig jo ikke for senere at tage livet af de fisk, hvis "interesser" de i første omgang har forsvaret.*

Derfor er der et stort behov for at afklare hvilke naturtyper/arter/økosystemer/biotoper, som er vigtige at sikre og fremme ud fra forskellige kriterier med henblik på at fremme en mere fordomsfri debat. Her bør biologisk viden spille en stor rolle for at sikre debatten et så velfunderet grundlag som muligt. Imidlertid er der ikke noget selvforklarende ved et biologisk baseret kriterium for naturkvalitet. Netop når det drejer sig om de iboende værdier må de relevante kriterier for, hvad som er bedre natur eller mere bevaringsværdig natur end andet, baseres på andet end biologisk faglighed og helst noget mere grundlæggende. Derfor forsøges i det følgende at argumentere for, at mennesker generelt har glæde af, at vi bevarer dele af naturen med så meget fravær af menneskelig påvirkning og kontrol som muligt.

2.3.2 Æstetiske oplevelser og den ukontrollerede natur

Hensyn til naturen begrundes somme tider med følelsen af forbundethed med naturen (biofili) og med ønsket om æstetiske oplevelser. Nogle menneskers opfattelse af æstetik er relativt snæver og begrænser sig til det som er skønt, pittoresk eller sublimt i kunstnerisk forstand (Guldborg 1997; Larsen 1996). En sådan snæver opfattelse af naturens æstetiske værdier vil næppe kunne sikre bevarelsen af en bred del af den vilde natur (Gunn 1983).

Æstetiske værdier i naturen kan imidlertid også opfattes mere bredt, som alle de sanseoplevelser, vi modtager i naturen, og som former vores måde at opfatte verden på (Larsen 1996). Forstået på denne måde er *"æstetik en uomgængelig forudsætning for et praktisk forhold til omverden og natur"*. Denne form for erfaringsæstetik opdeler ofte vores oplevelser i det skønne og det sublime. Det skønne i naturen vækker glæde og er derfor det, der ikke virker udfordrende på sanserne:

"Det kan overskues, det er blødt, det har et rimeligt decibel-niveau – alt det der får os til at føle, at vores sanser folder sig ud i indbyrdes harmoni og i harmoni med omgivelserne".

Vores følelse af forbundethed med naturen hænger som oftest sammen med, at vi værdsætter det skønne i naturen. Det sublime eller ophøjede i naturen udfordrer og skræmmer os, fordi det overgår vores sanser eller menneskelige dimensioner. Dette gælder både det, som er uoverskueligt stort (skoven, bjerge, ørken, havet) eller dynamisk (økosystemernes udvikling, naturens vildskab, torden, jordskælv, havet). Men netop konfrontationen med det ophøjede i naturen, som vi altså ikke nødvendigvis er omfattet af, giver os også muligheden for at opleve vores egen frihed i forhold til naturen:

"konfronteret med det ophøjedes overmenneskelighed og umenneskelighed er det nødvendigt at vi forestiller os som frie,..., ellers går vi under i dets altomfattende omfang og kraft"..... "Vi erfarer netop i mødet med den selvstændige natur en frihed til selv at danne forestillinger og orientere vores vilje efter dem...".

Man kan derfor argumentere for, at vi har brug for at have lokaliteter og områder, som viser os denne modsætning mellem forbundethed

og frihed i vores forhold til naturen. Eksempler på sådanne populære steder er bl.a. Møns Klint med den sugende udsigt og den uoverskueligt store Rold Skov (sublime i dansk målestok) og vores klassiske højstammede bøgeskov med anemoner samt Frederiksberg Have med blomster og ænder (skønne i danskernes øjne).

Ud fra denne forståelse af æstetiske værdier kan man altså mene, at vi som mennesker har behov for at have lokaliteter, som er underlagt så lidt menneskelig kontrol som muligt. Det vil sige som en modsætning til vores civilisations tæmning af naturens kræfter. Sådanne lokaliteter kunne derfor muligvis karakteriseres ved, at de er vilde forstået som mest mulig fravær af menneskelig kontrol, og/eller at de har en flora og fauna, som er tættere på noget oprindeligt, dvs. den tilstand som kunne forventes på tilsvarende lokaliteter, der ikke har været underlagt intensiv kulturpåvirkning i form af opdyrkning, gødsning og sprøjtning.

I Danmark er der, fx i modsætning til de øvrige nordiske lande, få steder, som kan kaldes helt vilde eller oprindelige. Der vil formentlig derfor være et behov for at kunne gradbøje disse betegnelser (vildhed, oprindelighed) samt betegne hvor permanent den eksisterende flora og fauna og de eksisterende vækstbetingelser har eksisteret gennem årene (kontinuitet). Dette forklares nærmere i de følgende afsnit.

2.4 Behovet for kriterier og den biologiske faglighed

Selvom der som vist ovenfor er gode grunde til at beskytte ikke-instrumentelle værdier i naturen for menneskers skyld, giver dette ikke af sig selv svaret på hvad, hvor og hvor meget natur, vi skal lade være mere eller mindre urørt. Også på denne måde har det biologiske natursyn behov for at afklare sig og forklare sig – i den offentlige debat om øgede naturhensyn og i sidste ende også over den enkelte landmand. Som det vil fremgå sidenhen (kapitel 3) er der heller ikke i de forskellige målsætninger om at fremme biodiversiteten tilstrækkelige præcise og klare anvisninger eller kriterier. Som diskuteret af Larsen (1996) er det ikke klart, hvilken naturopfattelse de hidtil anvendte kriterier for naturgenopretning og naturbeskyttelse har bygget på.

Der er derfor behov for at opstille nogle kriterier til udpegning af lokaliteter med høj naturværdi. Nygaard *et al.* (in press) har udviklet og operationaliseret et sæt indikatorer for naturkvalitet for naturarealer, skov og halvkulturarealer (enge, overdrev mv., se kapitel 3). I det følgende vil dette arbejde danne baggrund for at udlede nogle kriterier til at vurdere naturindholdet i landbrugslandskabet. Udgangspunktet vil være argumenterne (i afsnit 2.3) om, at vi som mennesker og som kultur har interesse i at efterlade områder, hvor naturens egne processer får så stor gennemslagskraft som muligt for udviklingen i flora og fauna. Dertil kommer områder, hvor et bestemt naturindhold opretholdes i balance med en ekstensiv kulturpåvirkning. Dette gælder både i tid og rum, og hovedvægten vil derfor være på graden af fri-

hed fra menneskelig påvirkning og regulering samt på den tidsperiode, denne frihed har fået lov at udmønte sig i.

Til dette formål anlægges en overvejende biologisk betragtning forstået på den måde, at den biologiske faglighed og ekspertise vedr. økosystemers udvikling og artssammensætning vil blive anvendt til at opstille og operationalisere kriterierne. Dette vil bl.a. være en videreudvikling og differentiering af de forskellige måder biodiversitet hidtil er opgjort på. Derimod bygger de valgte kriterier ikke på økonomiske betragtninger eller på undersøgelser af brede befolkningsgruppers ønsker til naturoplevelser. I hvor høj grad sådanne undersøgelser kan eller bør modificere de her anførte "ekspert-baserede" kriterier for naturkvalitet ligger det uden for projektgruppens arbejde at afgøre. I kapitel 5 diskuteres imidlertid, hvordan de her anvendte naturkvalitetskriterier kan indgå i en dialog med landbrugere og rådgivere.

2.5 Kriterier for naturkvalitet i udyrkede områder og på halvkulturarealer

2.5.1 Vildhed, oprindelighed, kontinuitet og autenticitet

På trods af at naturbeskyttelsesarbejdet bl.a. bygger på Biodiversitetskonventionen, betyder det ikke, at opgørelser af biodiversitet såsom variationen af gener, arter eller økosystemer er det mest relevante kriterium. I vores intensivt udnyttede lavlands- og landbrugslandskab bygger kriterierne for udpegning af særligt værdifulde naturelementer og lokaliteter generelt på fraværet af menneskelig påvirkning. Dette er forsøgt udtrykt med begreberne *vildhed*, *oprindelighed*, *autenticitet* og *kontinuitet*, som er nærmere beskrevet af Nygaard *et al.* (1999) og Mark & Strandberg (1999). Disse kriterier er som udgangspunkt defineret med et biologisk sigte for kvalitet og derimod ikke et kulturhistorisk, rekreativt, æstetisk eller kommercielt sigte (Ejrnæs 1998).

Kort forklaret kan disse overordnede og delvist overlappende kriterier (sigtelinjer for naturbevarelse) beskrives således:

- **Vildhed:** Lokaliteten er underlagt (variationer i) naturgivne vækstbetingelser, dvs. fravær af menneskelig påvirkning af vegetation og fauna.
- **Oprindelighed:** Lokaliteten er en meget gammel lokalitet eller habitatype med fx en vegetation, som kan spores langt tilbage i tid.
- **Kontinuitet:** a) Længden af den periode, hvor en lokalitet har været uberørt/uden påvirkninger (af moderne landbrugsdrift og hjælpestoffer), og b) Udbredelse og rumlig sammenhæng af det uberørte område.
- **Autenticitet:** Biotopens miljø og naturindhold fremstår som udviklet gennem naturlige processer og ikke hjulpet på vej gennem fx udsåning af "vilde" blomster eller udsætning af vildt- og andre dyrearter.

Vildhed er af Ejrnæs (1998) defineret således:

"wildness is the extent to which a species or a habitat is unaffected by historic humans. Wildness can be assessed in two dimensions. The first dimension relates to the intensity and extent of direct and indirect human interference, and the latter relates to the time a habitat or species has been left without direct interference."

I denne definition indgår således den tidslige kontinuitet og oprindelighed, hvilket altså er forsøgt udskilt ovenfor. På baggrund af disse kriterier bliver den tidslige dimension meget vigtig. Dette gælder også i forbindelse med den såkaldte økologiske inert, dvs. det forhold at ændringer tilbage mod en mere uforstyrret tilstand kun vil vise resultater over en meget lang tidshorisont, bl.a. fordi udpining af næringsstoffer og indvandring af udryddede arter foregår langsomt (uddybes i kapitel 3). Dette er desuden en af begrundelserne for at de tre sidstnævnte kriterier er relativt konservative, dvs. handler om hvad som er bevaret (oprindelighed) og hvor længe (kontinuitet) samt om det er udtryk for processer, der ikke er styret af mennesker (autenticitet).

2.5.2 Operationalisering

For at kunne bruges som kriterier må disse fire begreber kunne operationaliseres, dvs. gøres målbare. Dette kan være i form af en egentlig kardinal skala, hvor en værdi angiver afstanden fra et nulpunkt (absolut kvantificering). Eller det kan være i form af en ordinal skala, hvor forskellige lokaliteter kan indplaceres i forhold til hinanden, men uden at deres relative placering kan kvantificeres. Der er desuden forskel på om kvantificeringen sker i form af opgørelser af handlinger (fx om en eng har været ompløjet eller gødsket) eller i form af effekten (fx opgørelser af artssammensætningen).

Ofte vil graden af vildhed og oprindelighed forsøges bestemt ud fra bl.a. artsindholdet på lokaliteten, bl.a. fordi det er vanskeligt at opgøre det på anden måde. Denne artssammensætning antages for udyrkede områder og halvkulturarealer at kunne udtrykke graden af menneskelig påvirkning (vildhed), hvor oprindelig lokaliteten er, samt til en hvis grad kontinuiteten i tid (for fx biotoper, som oprindeligt er menneskeskabte, såsom stendiger og mergelgrave).

Således har Ejrnæs & Bruun (1995) foreslået at inddele floraen på overdrevsarealer efter deres tolerance overfor driftens intensitet. Dette bygger på analyser af sammenhængen mellem miljø- og driftsvariabler og lokaliteternes artssammensætning (Ejrnæs 1998). Tilstedeværelsen af meget konkurrencesvage arter på en given lokalitet vil her være en (effekt-)indikator for lav grad af menneskelig påvirkning, og gives derfor karakteren +2. Konkurrencestærke arter, som favoriseres ved bl.a. gødningstilførsel, vil omvendt være en indikator for mere intensiv drift, og tildeles karakteren -1. Et lignende pointsystem er afprøvet af Reddersen (1998) til karakteristik af floraen i småbiotoper på landbrugsejendomme, hvilket vises i kapitel 5.

Kontinuiteten vil formentlig kunne kvantificeres særskilt i antal år, såfremt der kendes noget til dyrkningshistorien på en ejendom. Det

vil sige, at jo længere tid et stendige eller en mergelgrav har fået lov at udvikle sin bestand af vilde dyr og planter uden stor påvirkning fra mennesker siden den oprindelige etablering, jo større værdi tillægges denne biotop efter dette kriterium. Autenticitet kan bla. beskrives ved fraværet af udsåede arter på udyrkede arealer, fx hegnfodposen, vejkanter og genetablerede lavbundsarealer.

Mange småbiotoper og halvkulturarealer er netop opstået og vedligeholdt som følge af menneskelig indgriben, bønders tilpasning og brug af landskabet. Derfor er mange af disse lokaliteter ikke oprindelige. Men der kan ud fra de nævnte kriterier alligevel godt være tale om kvalitetsforskel imellem sådanne lokaliteter begrundet i, hvor uforstyrrede disse er i tid og rum samt fx hvor autentisk deres indhold af flora og fauna er (Nygaard *et al.* 1999). Dertil kommer, at en del af disse lokaliteter repræsenterer biotoptyper, som formentlig har været tilstede i landskabet før opdyrkningen (fx overdrev og strandenge), men som i dag kun findes som en del af kulturlandskabet.

Kriterierne for naturkvalitet er ikke udviklet til at sammenligne mellem forskellige naturtyper (fx er skov de fleste steder mere oprindelig end al anden natur i Danmark), men til at sammenligne forskellige lokaliteter af samme naturtype. Fx har et overdrev høj naturkvalitet, hvis det

- 1) er stort (spatiel kontinuitet) og
- 2) er så gammelt, at det kan spores tilbage til det tidligste kortmateriale og egnsnavne, og/eller
- 3) hvis det aldrig har været gødsket eller omlagt, og altid har været græsset (tidsmæssig kontinuitet).

Modsat har et overdrev, der er genskabt ved at udtynde et krat og udså overdrevsarter fra en frøblanding lavere naturkvalitet, fordi det ikke indeholder en autentisk flora. Det gamle overdrev har vild, oprindelig og kontinuert natur - uanset hvor divers og smukt det genoprettede overdrev måtte være. Med andre ord: jo mere selvskab, jo mere oprindelig, jo mere uberørt, og jo mere autentisk - jo højere naturkvalitet.

2.5.3 Sjældenhed og særligt karakteristiske eksemplarer som kriterier for naturværdi

Det bliver ofte fremført, at en bestemt art eller biotop er særlig vigtig at bevare, fordi den er sjælden. Det faktum, at noget er det sidste eksemplar af en kategori, kan imidlertid ikke gælde som et kriterium i sig selv for at bevare det. Fx ville vi nok ikke holde hånden over verdens sidste tyfusbakterie af rent nostalgiske grunde - selv hvis sygdommene blev så godt bekæmpet en dag. Inden for dansk praksis for naturbeskyttelse anses det fx heller ikke for vigtigt at beskytte sjældne arter, som ikke er hjemmehørende i Danmark. Derfor må idéen om at bevare dele af naturen bygge på andre, mere positive, kriterier, hvilket er forsøgt beskrevet ovenfor.

Men givet at nogle typer af økosystemer eller biotoper anses for værdifulde af andre årsager, er det naturligvis vigtigt at sikre dem ekstra

godt, hvis man finder de sidste eksemplarer af deres type. Dette kan fx gælde gamle stendiger eller overdrev, som stadig har en autentisk og oprindelig artssammensætning og altså ikke har været påvirket af landbrugets hjælpestoffer igennem mange år. Derudover kan det forhold, at nogle arter eller biotoper, som engang var udbredte, går stærkt tilbage eller endog bliver meget sjældne, opfattes som en indikator for, at større plante- eller dyresamfund er under udryddelse.

Man kunne mene, at nogle biotoper var særligt bevaringsværdige, fordi de repræsenterer noget meget typisk eller er særligt fine eksemplarer af fx en bestemt type eng. For nogle er en sådan perfektionistisk værdi et etisk fordrende værdi-kriterium (Sumner 1992). At noget har *perfektionistisk værdi* er - i modsætning til andre værdier - påstanden om,

- at noget er et godt eksemplar af sin art, type eller kategori, eller
- at det udviser fremragende/fortrinlige træk ved dets natur.

En perfektionistisk værdibedømmelse vurderer et liv eller en ting ud fra en standard afledt af den art eller naturlige type (natural kind), som det tilhører (Sumner 1992).

Det samme princip som anvendt til at diskutere sjældenhed kan imidlertid anvendes til at diskutere den holdning, at noget er særligt bevaringsværdigt, blot fordi det er et særligt godt, fremtrædende, typisk eller karakteristisk eksemplar af sin type eller klasse (tænk blot på idéen om at skåne en speciel viril eller aggressiv Salmonella-type blot fordi den skulle være en særligt dygtig zoonose). Der bør altså være et kriterium, som på forhånd udpeger eksemplarer af en klasse som interessante, før princippet om særligt fine eksemplares værdi kan anvendes.

Et andet problem ved dette kriterium er, at definitionen af hvilke klasser, en genstand tilhører, ikke er objektiv. Og det er definitionen af, hvad der er perfekt eller særligt gode eksemplarer, heller ikke. Dette viser sig formentlig, hvis man beder en landbruger og en biolog om at karakterisere læhegn.

Dette problem bliver endnu større, hvis man samtidig bygger definitionen af sin type på de samme karakteristika, som man bagefter bruger til at vurdere de særligt fremtrædende eksemplarer på. Nygaard *et al.* (1999) definerer således en oprindelig naturtype (fx et overdrev) ud fra de arter, man ville forvente at finde, hvis lokaliteten havde været næsten helt uforstyrret. Det ligner derfor en sådan ringslutning, når de bagefter mener, at lokaliteter af denne type, som har særligt mangfoldigt og karakteristisk udvalg af netop disse biotop-karakteristiske arter, bør tillægges særlig værdi. Imidlertid kan man udmærket argumentere for at overdrev, som man ved ikke har været udsat for moderne driftspraksis, er interessante som kultur- eller naturhistoriske lokaliteter og bør bevares. Og derefter søge efter andre overdrev med lignende artssammensætning, fordi man regner med at disse lokaliteter derfor også har været relativt uforstyrrede, sådan som foreslået af Ejrnæs (1998).

Givet at man i øvrigt kan opstille beskrivelser af fx økosystemer eller biotoper, som ønskes bevaret, er perfektionistisk værdi imidlertid et udmærket ekstra kriterium at prioritere beskyttelsesindsatsen efter. De ovenfor nævnte kriterier vildhed og kontinuitet kunne muligvis tjene som naturværdi kriterier, hvorefter biotoper, som i særlig grad udtrykker disse forhold er særligt værdifulde.

2.6 Kriterier for naturkvalitet på de dyrkede arealer

Ovenstående kriterier for naturkvalitet tager udgangspunkt i fraværet af menneskelig indgriben og vurderer dette ud fra forventninger om bestemte artsammensætninger under de givne klimatiske og jordbundsmæssige forhold. Derfor er de mest anvendelige, hvor 'fravær af menneskelig indgriben' overhovedet giver mening som en referenceramme.

På lokaliteter, hvor formålet med arealanvendelsen, er at dyrke landbrug, kan sådanne kriterier derimod ikke anvendes med særlig stor vægt. En hvedemark kan ikke kaldes hverken vild eller oprindelig. Og den rumlige kontinuitet i hvedemarken kan kaldes monotoni. Trods dette forbehold er der alligevel behov for at kunne bedømme forskellige dyrkningsmetoders påvirkning af den vilde flora og fauna på de dyrkede marker såvel som deres afledte effekt på de omkringliggende småbiotoper og halvkulturarealer.

På halvkulturarealerne foreslås det at bruge kriterierne oprindelighed og kontinuitet udover vildhed til at skelne mellem naturkvaliteten på biotoper af samme type. Dette kan ikke bruges på dyrkningsfladen, da netop kontinuiteten er brudt, fordi dyrkningsmetoder og afgrødevalg ændres igennem tiden.

Naturværdierne på de dyrkede arealer kan derimod godt vurderes ud fra i hvor høj grad dyrkningsmetoden efterlader plads og muligheder for den vilde flora og fauna inden for nogle dyrkningsmæssigt og økonomisk realistiske grænser. Vildheden er naturligvis mindre end på udyrkede arealer, men der kan være stor forskel imellem marker. Fx efterlader nogle landmænd og nogle dyrkningsmetoder mere plads til ukrudt og dermed insekter og muligvis fuglevildt end andre gør (Reddersen 1999). I projektet "Udvikling af et etisk regnskab for husdyrbrug" (Sørensen *et al.* 1998) blev det fx foreslået at bruge indikatoren "% ukrudt i kornmarker" som måling af, i hvor høj grad landbrugerens dyrkningspraksis levnede plads til den vilde flora og fauna. Dette var dog i modstrid med de fleste af de deltagende landbrugerers opfattelse af god dyrkningspraksis.

Kriteriet *autenticitet* kan bruges til at vurdere naturværdien af evt. udsåede frøblandinger (fx til 'beetle banks' til fremme af nyttedyr), som altså trods deres mulige nytteværdi ikke tillægges stor interesse ud fra det her beskrevne natursyn.

Kriterierne *oprindelighed* og *kontinuitet* giver ikke meget mening som kriterier på selve dyrkningsfladen, bl.a. fordi mange af de tilknyttede

vilde arter er tilpasset hyppige og store forstyrrelser (se kapitel 3). I modsætning til de udyrkede arealer, hvor naturværdien især bedømmes ud fra en tilstand (fx artssammensætningen som effektindikator) vil naturværdien på dyrkningsfladen i højere grad bygge på vurdering af dyrkningsmetoden (handlingsindikator) og dens forventede afledte effekt på fx insekter og fugle. Disse forhold er nærmere beskrevet i kapitel 3 og 4.

Som nævnt ovenfor er der mange nytteværdier knyttet til dyrkningsjorden, - især forhold knyttet til den biologiske frugtbarhed. En integration af kriterier for disse nytteværdier - herunder miljøfordelene - med kriterier for naturværdier kan derfor muligvis give mere nuancerede kriterier til vurdering af den samlede påvirkning af dyrkningsfladen. En sådan samlet kvalitetsbeskrivelse for dyrkningsjorden kan betegnes bio-geo-kemisk jordkvalitet, der altså indbefatter naturkvalitet, dvs. tager de ikke-instrumentielle værdier alvorligt. Vurderingen af dette skal bl.a. bygge på den biologiske mangfoldighed (flora, fauna og funga) over og under jorden og på frekvensen og intensiteten af fysiske påvirkninger af pløjelaget. Hovedvægten lægges på naturelementer, snarere end kemiske forudsætninger og afgrødens kvalitet. Biologiske jordkvalitetskriterier kan således ses som et bidrag til at bedømme naturkvalitet og frugtbarhed på stærkt menneske-påvirkede arealer.

2.7 Diskussion

Ovenfor er det diskuteret, hvordan man - udover at henvise til de politiske målsætninger - kan begrunde en udpegning af iboende naturværdier i, at der findes mennesker, for hvem disse værdier er vigtige. Den brede politiske opbakning til naturbeskyttelse (herunder fredning og naturgenopretning) tyder på, at det for mange danskere er vigtigt, at der findes og bevares en vis mængde af landskabsformer og lokaliteter, hvor naturlige biologiske og geologiske processer udfoldes under ekstensiv eller minimal menneskelig påvirkning. Disse lokaliteter forsøges karakteriseret og værdisat i forhold til, i hvilken grad de udtrykker kriterierne vildhed, oprindelighed, kontinuitet og autenticitet. Desuden er det en antagelse, at der også blandt fremtidige generationer vil være mennesker, som vil værdsætte naturelementer, som opfylder disse kriterier. Der er altså tale om at bestemme naturelementer og lokaliteter, som til en vis grad opfylder disse kriterier, værdsættes for deres iboende og rekreative værdier af mennesker både nu og i fremtiden. Derfor kalder vi dem for naturværdier. Og deres værdifuldhed baseres på netop det forhold, at de udtrykker et billede på naturen, som den er og udvikler sig over lang tid og relativt uforstyrret af mennesker og derfor i højere grad er underlagt de oprindelige og naturlige påvirkninger, som arterne og økosystemerne igennem udviklingen er tilpassede til.

Hvis man på denne baggrund vil sikre sådanne værdier, er det vigtigt at være opmærksom på den irreversibilitet, som knytter sig til disse lokaliteter. Hver gang man sløjfer en gammel relativt uforstyrret biotop eller påvirker dens artssammensætning i retning af kvælstof-tolerante plantearter, forsvinder en betydelig og karakteristisk varia-

tion af vilde planter og den dertil knyttede fauna. Og denne artsvariation vil kun langsomt, vanskeligt eller måske slet ikke indfinde sig igen pga. den økologiske inerti. Derfor er handlingen relativt irreversibel og kan derved påvirke interesser hos fremtidige generationer.

De her viste kriterier er ikke værdifri eller objektive og kan ikke i sig selv begrunde, at fx landbrugere og andre lodsejere bør tage specielle hensyn til bestemte lokaliteter eller endog fremme en bestemt artsammensætning. Med andre ord er begreberne oprindelighed, autenticitet, kontinuitet og vildhed ikke mere etisk fordrende landskabs- eller biotop karakteristika end mange andre kriterier for godt landskab eller god natur. Nogle vil fx mene, at udsåede blomsterstriber langs marker kan være en meget hensigtsmæssig måde at skabe mere natur på.

Derfor har disse kriterier ikke af sig selv forrang frem for andre, men må principielt set forklares og diskuteres i forhold til andre opfattelser af, hvad god natur er. Dette er ikke hensigten her, idet målet med nærværende rapport er begrænset til at opstille forslag til handlinger, som kan sikre netop de naturværdier, som anses for vigtige fra en biologisk synsvinkel, dvs. givet de nævnte kriterier. Hvordan disse kan opfattes af landbrugere og anvendes på den enkelte bedrift er diskuteret i kapitel 5.

I det omfang der senere måtte blive peget på andre synsvinkler, som kunne forfølge det samme overordnede mål om at fremme iboende naturværdier, må det her udpegede sæt af kriterier naturligvis indgå i en dialog med disse. Dertil kommer, at de biologiske kriterier for naturværdi selvfølgelig ikke kan stå alene, når man diskuterer planlægning og regulering af aktiviteter i det åbne land. Andre mere nyttebetonede værdier (som beskrevet ovenfor) vil naturligvis spille en stor rolle for beslutningstagningen - både individuelt og i den offentlige planlægning.

Sikring af visse typer naturværdier og udnyttelsen af de agronomiske nytteværdier må i stor udstrækning kunne bringes til at gå hånd i hånd - dette gælder fx jordens frugtbarhed.

I andre tilfælde vil nytteværdierne og de iboende naturværdier være i modstrid med hinanden, således at man ikke kan varetage begge dele lige godt eller på samme sted og tid. Dette gælder fx en kvalitetsbedømmelse for en del af småbiotoperne. Et nyanlagt læhegn har ikke så megen oprindelighed eller vildhed i sig som nogle af de gamle kan have. Det nye har derimod ofte en bedre effekt på mikroklima, vinderosion og landskabsæstetiske aspekter.

Ligeledes kan der være tilfælde, hvor lokale naturværdier må prioriteres i forhold til ønsker om miljöhensyn andre steder. Dette kan fx gælde hvor ønsker om at hæve vandstanden på vandløbsnære enge for at mindske nitratudvaskningen vil ske på bekostning af visse urter (fx fordi græsning opgives).

Udpegning af naturværdier og deres begrundelse tager derfor bedst udgangspunkt i lokale målsætninger og naturpotentialer. Indsatsen

for mere og bedre natur kan lettest og mest meningsfuldt målrettes og prioriteres her og begrunde 'hvad bør der sikres/fremmes her?' – al god natur og godt miljø og biodiversitet kan og bør ikke rummes de samme steder. Uden lokale prioriteringer med relevante, begrundede snævrere naturhensyn vil også en målsætning om natur- og miljøvenlig landbrugsdrift hurtigt vise sig at rumme talrige indre modsætninger i forhold til '*natur vs. anden natur*', '*miljø vs. andet miljø*' og '*natur vs. miljø*'.

De nytteetiske kriterier vil og bør naturligvis inddrages i vurderingen af tiltag for at sikre iboende naturværdier. Nyttteværdien af naturgrundlaget og den biologiske mangfoldighed i landbrugslandskabet antages imidlertid at være relativt godt beskrevet og varetaget inden for andre fagområder, heriblandt agronomien, hvorfor dette ikke beskrives i detaljer her.

Ovenstående kriterier er delvist forsøgt operationaliseret med indikatorer, som udtrykker graden af menneskelig påvirkning i form af resultatet heraf på naturindholdet (*effekt-indikatorer*). Ofte vil der dog blive brugt *handlings-indikatorer*, som beskriver arealanvendelsen, dyrkningsmetoden eller indsatsen af hjælpestoffer. Her antages det således, at der er et årsag-virkningsforhold mellem handlingerne (de menneskelige påvirkninger) og effekten på fx artssammensætningen.

I kapitel 4 vil det blive vist, hvordan indikatorerne kunne tænkes anvendt til at udpege lokaliteter, som er relativt svagt præget af menneskelig påvirkning (i form af intensiv landbrugsdrift) med deraf følgende høj naturværdi. Givet ovenstående argumenter vil disse lokaliteter være interessante at sikre mod fremtidig påvirkning. Derudover vil der blive foreslået tiltag, som kan fremme naturværdier på andre lokaliteter med begyndende tegn på reduktion af naturværdien. Disse tiltag kan opfattes som handlingsmål, der skal søge at fremme naturværdierne ud fra de opstillede kriterier.

3 Biologiske målsætninger for naturen i landbrugslandet

3.1 Indledning

3.1.1 Naturens udvikling i agerlandet

Naturovervågningen viser, at udviklingen i årevis har været negativ for hovedparten af Danmarks oprindelige naturtyper og deres hjemmehørende dyre- og plantearter. Noget tilsvarende ser ud til at være tilfældet for sædskiftearealerne (Aebischer & Potts 1990; Andreasen *et al.* 1996; Jensen & Kjellsson 1995). Rødlisten for 1997 (Pihl & Stoltze 1998) er ganske vist under betydelig mediedækning lanceret som "det glade budskab": Der er tegn på en vis stabilisering eller endog fremgang for en række danske rødlistede arter.

Virkeligheden er dog reelt knapt så opmuntrende, hvad angår den terrestriske natur. De opmuntrende tendenser i "Rødliste 1997" består nemlig primært i fremgang for den akvatiske natur (resultatet af det mangeårige og højt prioriterede arbejde for vandmiljøet). Derudover har man haft succes for en del målrettede beskyttelses- og plejeforanstaltninger for højt prioriterede enkeltarter, fx de store rovfugle, odder og orkidéer. Derimod er der ingenting, der tyder på en generel opbremsning i tilbagegangen for truede og sårbare grupper i det åbne land, fx mange urter og dagsommerfugle.

Dertil kommer, at alt taler for, at rød- og gullisterne kun er den synlige top af isbjerget – rødlistede arter er i realiteten så sjældne, at de ofte er totalt ukendte for ikke-specialister. I det åbne danske landskabs naturtyper er der derimod talrige mere kendte arter, der ikke er sjældne nok til at kaldes truede og ikke overvåges, men som forekommer at være i voldsom tilbagegang på mange af arternes levesteder og i de fleste landsdele. Omlægning, jordarbejder, pesticidanvendelse, dræning, gødningsanvendelse, gødningstab, luftforurening og tilgroning er ligeså skadelige for disse arter, som for de egentligt truede arter. Velkendte plantearter fra skovbryn, læhegn og vejrabatter som Blåkløkke, Gul Snerre, Blære-Smelde, Døvnælde, Stor Knopurt og Hvid Anemone er udokumenterede eksempler på sådanne arter: Formentlig i rivende tilbagegang, men alt for almindelige til at påkalde sig hverken overvågning eller beskyttelse.

Plantearterne er normalt fødekædernes "moder" i overjordiske terrestriske økosystemer, og skaber også i høj grad biotopens miljø (fx skov). Udviklingen i de forskellige naturtypers vegetation bliver således meget afgørende for de senere led i fødekæderne, ikke mindst de mange specialiserede planteædende insekter, hvor den massive tilbagegang for størstedelen af de danske dagsommerfugle er et kendt eksempel (Stoltze 1994; 1996). I den følgende gennemgang er det derfor valgt at sætte fokus på urtevegetationen, selvom også andre grupper inddrages.

I de senere år er man i stigende grad blevet klar over, at også landskabsøkologiske aspekter spiller en vigtig rolle – især for arter, der er specialiserede til bestemte naturtyper og som er relativt lavmobile: Arealernes størrelse, kvalitet, arealudnyttelse og forskellige forstyrrelser, fragmentering og barrierer og indbyrdes afstande i en rumlig og tidslig dynamik er de landskabsøkologiske faktorer, der tilsammen påvirker såvel risikoen for lokal uddøen som muligheden for ny-/genindvandring af arter.

Det er endvidere blevet klart, at naturgenopretning for en del naturtyper og arter er en langvarig proces. Dette kan opsummeres i begrebet og problemkomplekset "økologisk inert" (Reddersen 1999) – som dækker over at

- eutrofieringen efter næringsstofbelastning ofte er næsten irreversibel
- eutrofieringen er af afgørende betydning for vegetationens artsammensætning, diversitet, højde og struktur
- skader på vegetationen af enhver art (herbicider, næringsstoffer) smitter af opad i fødekæderne
- genindvandring efter lokal uddøen almindeligvis er uhyre langsom mange karakterarter både i vegetationen og de dertil knyttede dyrearter

Derimod kan en del højmobile arter eller arter med lang frøbank reagere hurtigt på naturgenopretning - det kan være fugle ved etablering af en sø eller visse en- og flerårige urter ved braklægning (Mogensen *et al.* 1997).

Som følge heraf gør vi nedenfor meget ud af at udvikle og præcisere behov, problemer, muligheder og prioriteringer i beskyttelsen af det åbne lands naturindhold. Det erklærede formål er at prioritere en natur- og miljøindsats, der både sikrer levestederne og forbedrer eksisterende vilkår for arter med økologisk inert og samtidig fremmer vilkårene for arter med større tilpasningspotentiale og mobilitet.

3.1.2 Behov for helhedsyn i naturforvaltningen

Alle disse forhold giver tilsammen et stort behov for at målrette, prioritere og effektivisere naturforvaltningen i landbrugslandskabet. Dette kapitel forsøger at udrede, dokumentere og diskutere

- de naturmæssige (geogene og biogene) forudsætninger for landbrugslandskabets naturtyper
- naturtypernes forskellige historiske, biologiske, landskabsøkologiske og driftsbetingede problemstillinger

med henblik på at formulere/præcisere

- hovedmålsætninger for naturforvaltningen i landbrugslandskabet
- den rolle, som landbrugsdriften kunne spille heri, og de midler der kan bringes i anvendelse som krav til landbrugsdriften.

Det er i den forbindelse skønnet vigtigt, at:

- definere natur og biodiversitet – for at etablere et fælles sprog og begrebsapparat herom, og for at kunne bidrage til en diskussion af om al natur og alle arter er lige værdifuld(e)
- etablere kriterier til værdisætning og dermed prioritering af forskellig natur, forskellige biotyper og herunder diskutere anvendeligheden af biodiversitetsbegrebet
- etablere begreber for naturindholdet på produktionsarealerne, hvor naturbegrebet står svagest: Artsdiversitet, bæredygtighed, potentiale for biologisk kontrol af skadegørere og jordens frugtbarhed.

3.2 Hvad er natur?

3.2.1 Naturen omfatter også de dyrkede marker

Natur, naturindhold, naturkvalitet og biodiversitet er alle meget almindeligt anvendte begreber i den offentlige miljø- og naturdebat. For de fleste er det begreber med positiv ladning. Det skyldes vel tildels, at mange mennesker er positivt stemt over for "naturen". En anden forklaring kan også være, at disse begreber er ret upræcise både som naturvidenskabelige og som almene begreber. Offentlige debattører kan derfor næsten efter forgodtbefindende spænde dem for deres egen vogn, hvad der naturligvis ikke er hensigtsmæssigt for videnskabelig og naturforvaltningsmæssig afklaring.

Natur er i lovens forstand benævnt med konkrete natur og halvkulturtyper såsom søer, vandløb, heder, moser, strandenge, strandsumpe, ferske enge, overdrev o.lign. (Naturbeskyttelsesloven 1992). En del af disse natur- og halvkulturtyper er afhængige af kulturpåvirkning. Lovens beskyttelse omfatter tillige kulturskabte landskabselementer såsom stendiger, jorddiger, gravhøje og andre fortidsminder mv. til hvilke, der også knytter sig naturbeskyttelsesmæssige værdier.

Skovene i Danmark er omfattet af skovloven, der i dag indeholder beskyttelse af mangfoldighed og kulturhistoriske driftsformer baseret på bæredygtighedsprincipperne - og som sådan er skovene en del af mange menneskers naturopfattelse. Denne rapport beskæftiger sig dog ikke med skovene.

Kultur omfatter enhver menneskelig indgriben, og derfor såvel effekter af erhvervs-mæssig og rekreativ udnyttelse som naturforvaltningsmæssige tiltag. Kultur omfatter derfor i stigende omfang også andre erhverv, aktiviteter og interesser end landbruget, der i sig selv er under stadig forandring. 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 den udbredte gødskning, sprøjtning og opdyrkning ikke har de samme oplagte paralleller i den vilde natur.

"Natur" anvendes derfor i denne rapport som et kontinuum - fra et næsten upåvirket og oprindeligt strandensareal til den mest intensivt udnyttede konventionelt dyrkede vinterhvedemark. Og det er muligt at karakterisere de plante- og dyresamfund, der kan forventes

at findes, på hver af sådanne naturtyper. Rapporten anvender således naturbegrebet til både de dyrkede arealer med deres indhold af småbiotoper, stendiger, læhegn osv., samt til halvkulturarealer og egentlige naturarealer.

Den biologiske naturbeskyttelse indbefatter derfor en sikring af en mængde, kvalitet og fordeling af biotoper og deres abiotiske forhold, der er tilstrækkelig til at sikre overlevelse af karakteristiske naturtyper med deres indhold af plante- og dyrearter og økosystemprocesser.

Naturen kan for så vidt godt sikres ved målrettet beskyttelse af hver enkelt levested eller endog hver enkelt art. Dette kan dog blive meget "teknisk-instrumentelt" med karakter af "kunstigt åndedræt". God naturkvalitet bør sikres gennem viden om arterne i forskellige plante- og dyresamfund og deres krav til levestedernes kvalitet og kvantitet og bør dermed sikres i et helhedsorienteret økologisk perspektiv. God naturkvalitet har derfor rod i bevarelsen af de naturlige levesteder samt i naturlige økosystemer med deres essentielle funktioner (hydrologi, næringsstofbalancer, jordbundsudvikling, succession, vekselvirkning med andre økosystemer). På denne måde vil bevarelsen af arterne i højere grad være på naturens egne betingelser.

I rapporten opereres der ud fra følgende definition af begrebet natur:

Med natur forstås organismerne nemlig de vilde planter, dyr og svampe over og under jorden, økosystemprocesserne såsom succession, "vandhusholdning" og jordbundsdannelse og de landskabsøkologiske sammenhænge mellem det dyrkede omdriftsareal, hegn og øvrige småbiotoper, halvkulturarealer og egentlige "naturarealer".

3.2.2 Natur og miljø

Arbejdet i denne rapport er fokuseret på naturelementer i lanbrugslandskabet. Det er rimeligt at sætte fokus her, da der gennem de seneste årtier har været fokuseret meget på miljøet, forstået snævert som emissioner og forurening, fx næringsstofbalancer og pesticider. Ganske vist er der i alle økosystemer tætte sammenhænge mellem miljøbelastninger og vilkårene for økosystemets organismer: Hvor miljøet forringes, forarmes naturindholdet, men pointen er at hvor miljøet så igen forbedres, forbedres naturindholdet ofte kun delvist og meget langsomt (økologisk inerti). Vor viden om disse natur-miljø sammenhænge i landbrugsøkosystemet, i småbiotoperne og på halvkulturarealerne lader meget tilbage at ønske.

"Jordens frugtbarhed" kan tjene som et illustrerende eksempel på, hvor tæt koblede natur og miljø på det dyrkede areal kan være til bæredygtighedsbegrebet, landbrugets dyrkningmetoder, afgrødevalg, sædskifter og pesticid- og gødningsforbrug. Frugtbarhed er et gammelt udtryk, som forbindes med jordens evne til stabilt at producere så mange afgrøder som muligt. Begrebet er beslægtet med det gamle jordklassifikationsbegreb "bonitet". Et udtryk for frugtbarhed ses af kort over hvedeudbytter, hvor Østdanmark klart er mere frugtbart end Vestdanmark. En tilsvarende regional fordeling, der også menes

at afspejle jordenes frugtbarhed, kan genfindes hos visse af agerlandets almindeligere pattedyr og fugle, som rådyr, hare, fasan og ringdue (Strandgaard & Asferg 1980). Men frugtbarhed har ikke nogen klar definition, omend det kan synes næsten indeholdt i Doran & Parkin's (1994) definition af jordkvalitet som

"en jords evne til at fungere inden for økosystemets rammer på en sådan måde at den biologiske produktivitet opretholdes, miljøkvaliteten bevares og at sundhed af planter og dyr fremmes".

Denne definition er biologisk i sit udgangspunkt, men implicerer netop næringsstofbalancerne og miljø-natur samspillet med alle organismer over og under jorden.

3.2.3 Natur vs. landbrug

Landbruget og landmanden befinder sig i en stadig stræben for at fravriste naturen et udbytte, selvom det ikke opleves så klart i dag som førhen. Dette gøres traditionelt ved via arbejde, teknik og hjælpestoffer at overskride de begrænsninger, som naturgrundlaget sætter, samt ved at begrænse tabene til konkurrerende planter (ukrudt) og til skadevoldende svampe og dyr.

Det gælder ikke udelukkende på selve dyrkningsfladen. Udyrkede arealer er i sig selv en potentiel, uudnyttet produktionsressource. Dertil ses indvandring af fx kvik og burre-snerre til marken fra kantbiotoperne som en konstant trussel, som stadig kan motivere landmænd til indpløjning af småbiotoper i marken eller til totalbekæmpelse af vegetationen med midler som Round-Up. Forskellige skadevoldere som fx ferskenbladlus er afhængig af overvintring og værtskifte til hæg bl.a. i småbiotoperne, ligesom visse svampesygdomme har værtskifte med fx berberis i småbiotoperne. Muldvarpe og mosegrise spreder sig i vinterhalvåret ud i markerne fra småbiotoperne. Ompløjning af udyrkede græsarealer kan medføre især tidligere skadedyrsproblemer i efterfølgende afgrøder, fx fritfluer, stankelben og smeldere.

Dette traditionelle modsætningsforhold mellem den utæmmede natur og landbrugsdriften eksisterer stadig i dag (i hvert fald mentalt), hvor vi ellers har en overvældende kontrol over naturens muligheder for at begrænse udbytterne. Dette gælder også, selvom visse af problemerne kan siges at være selvforskyldte, såsom øgede bladlus- og meldugproblemer i store monotone og kraftigt gødede afgrøder, opformering af kvik, ager-tidsel og burre-snerre i vor tids stærkt forstyrrede småbiotoper (Bainbridge 1974; Jones 1976; Bartels 1987).

På selve dyrkningsfladen vil det formodentlig godt kunne komme til betale sig at "dyrke" visse naturelementer, som reelt kan fremme væksten af afgrøden, optimere mineralisering og frigivelse af næringsstoffer og reducere behovet for skadedyrsbekæmpelse. Dette gælder i særlig grad for det økologiske jordbrug, der ved at undvære pesticider og kunstgødning i højere grad må "samarbejde" med naturgrundlaget for at få et godt udbytte. Det økologiske jordbrugs idé-

grundlag har hele tiden været at dyrke hele det biologiske liv og mangfoldigheden i jorden. Disse tanker er i dag accepteret i vide kredse (Strukturdirektoratet 1999b).

I det økologiske jordbrug er det ikke plantesygdomme og skadedyr, der primært begrænser udbytterne, men snarere mængde, tilgængelighed og fordeling af næringsstofferne (fx Holm 1991), men herved bliver konkurrencen fra ukrudtsplanterne jo så særlig problematisk. Jordbruget vil således næppe nogensinde helt frigøre sig fra sit modsætningsforhold til naturen – og det er vel også blot et udtryk for erkendelsen af det reelle afhængighedsforhold til naturen.

3.3 Natur, diversitet og stress

3.3.1 Definitioner

Det er en udbredt opfattelse, at "biodiversitet" er et vigtigt mål og også er et vigtigt redskab til at skelne mellem god og upåvirket natur kontra dårlig og stærkt påvirket natur. I praksis er der imidlertid talrige uklarheder og problemer med at anvende begrebet biodiversitet. En målsætning om, at "naturkrav til landbrugsdriften skal medvirke til at øge biodiversiteten i landbrugslandskabet" er således vanskelig at konkretisere, selvom den formentlig af de fleste vil opfattes som sympatisk. Biodiversitet defineres iflg. Biodiversitets-konventionen af 1992 (cit. fra Prip & Wind 1995), som

"Ved biologisk mangfoldighed (biodiversitet) forstås mangfoldigheden af levende organismer i alle miljøer, både på land og i vand, samt de økologiske samspil, som organismerne indgår i. Biologisk mangfoldighed omfatter såvel variationen inden for og mellem arterne som mangfoldigheden af økosystemer"

Biodiversitet vurderes således på tre niveauer, nemlig landskabs-, arts- og genniveau. Diversiteten kan udtrykkes som den *lokale artsdiversitet* (som er netop de arter/gener, der findes i en veldefineret og karakteristisk biotop/ naturtype). I det danske landskabs mosaikstruktur med mange overgange mellem forskellige biotoper bliver den såkaldte *overgangsdiversitet* (udskiftningen af arter imellem forskellige biotoper/naturtyper) også en væsentlig faktor. Der kan endvidere argumenteres for at diversiteten i sådanne stærkt forstyrrede naturtyper i det åbne land bør ses som "kumuleret diversitet" gennem hele sædskiftet eller over en succession (Vestergaard 1998).

3.3.2 Grænseflader

I vores intensivt udnyttede mosaiklandskab er overgangene imellem naturtyper kun sjældent gradvise overgange (gradienter) som følge af gradvise ændringer i miljøforholdene, fx en fugtighedsgradient ned over en eng. Langt de fleste overgange er abrupte grænser mellem naboområder med helt forskellig arealanvendelse, fx mark-læhegn, skovbryn-overdrev, mark-vandhul. Her skifter levevilkårene og dermed artssammensætningen dramatisk over meget korte afstande, ofte under 1 m.

I en øgning af landskabets mosaikstruktur opnås flere grænser pr. ha. med en høj sikkerhed for at øge den lokale diversitet i de nye grænseflader. Øgningen i grænsefladens diversitet vil i væsentlig grad være betinget af en simpel "opblanding" af biotopernes respektive arter og kun i mindre grad være betinget af grænsefladen som et nyt og selvstændigt levested. Og øgningen vil overvejende bero på et ret lille antal af i forvejen meget almindelige og uspecialiserede arter.

I sådanne situationer får overgangsdiversiteten et andet og problematisk aspekt i sig pga. skarpe menneskabte overgangszoner. Dette giver i det danske landskab en væsentligt forhøjet artsdiversitet i alle skarpe overgangszoner. Man kan sige at diversiteten oppustes med de mange skarpe skel i landbrugslandet og bl.a. derfor er diversitet alene ikke noget velvalgt udtryk for naturens tilstand.

"Korridorer" har gennem et par årtier været brugt lidt i flæng som et væsentligt redskab i opretholdelse og genskabelse af natur i landskabet. Det er veldokumenteret, at mange bestande er blevet væsentligt reduceret pga. fragmentering og barrierer. Det er også sikkert, at nye korridorer koloniseres og anvendes som levested af i hvert fald visse arter af planter og dyr. Det er også dokumenteret, at korridorer bruges som sprednings- og bevægelsesveje af visse almindeligere planter og af visse især hvirveldyr.

Derimod er der stadig betydelig tvivl om, hvorvidt et øget antal landskabelige korridorer i væsentlig grad fremmer rekoloniseringen af habitater, hvor en art har været forsvundet (Hammershøj og Madsen 1998). Et af de største problemer er tilsyneladende, at for at en korridor kan fungere effektivt som "spredningskorridor" for de fleste arter med landskabsøkologiske problemer, skal den også være en god "habitatkorridor", dvs. et egentligt fuldgældigt levested. Nye korridorer har kun sjældent en tilstrækkelig høj miljø- og naturkvalitet til også at være en habitatkorridor.

Denne rapport sætter således spørgsmålstejn ved værdien af nye biotoper/habitater/korridorer, og ved værdien af det diversitetsbidrag, de tilfører via den øgede mængde af grænseflader.

En af de væsentligste øjeblikkelige begrænsninger for et alsidigt terrestrisk naturindhold i landbrugslandet synes at være antal, størrelse, form og kvalitet af udyrkede biotoper med lav miljøbelastning og ringe menneskelig forstyrrelse. Fra det akvatiske område er der flere eksempler på at udviklingen, både hvad angår miljø og natur, kan vendes. Der er således retableret vandhuller, søer og tilgrænsende vådområder på mere end 4.000 ha i Danmark siden 1989. Og denne indsats har i en del målrettede tilfælde haft stor betydning for sårbare arters overlevelse (fx frøer og salamander).

Ligeledes plantes der ca. 6-700 km læhegn om året i Danmark (Fødevareministeriet 1997) og disse nye biotoper er således i princippet klar til, at naturen indfinder sig. Det vil dog normalt tage endog meget lang tid før de langsomt spredende plantearter vil indfinde sig pga. den næringsrige tidligere landbrugsjord og lang afstand til frøkilder. Mange af disse biotoper vil derfor ikke inden for kort eller

mellemlangt sigt nå en miljø- og naturtilstand, hvor de vil bidrage til levestederne, spredning og øget overlevelse for det åbne lands sårbare naturtyper og arter. Generelt er der således ikke nogen garanti for høj kvalitet af nyetablerede biotoper. Genskabelse af høj kvalitet og et rigt naturindhold kræver tid – typisk lang tid - pga. den økologiske inertie. Den bedste sikring af specialiserede og sårbare naturtyper, deres arter og levesteder, må derfor bestå i at

- sikre store kerneområder med naturtyper af høj naturkvalitet (eller potentiale for at opnå høj kvalitet) kombineret med
- en målrettet udbygning og sammenkobling af eksisterende mindre områder.

Endvidere bør biotoperne sikres gennem permanente bufferzoner (fx sprøjte- og/eller gødskningsfri randzoner). Sådanne overvejelser har stor betydning for placering og udformning af ændret arealudnyttelse, fx i anbefalinger til naturvenlig landbrugsdrift.

3.3.3 Natur, stress og overlevelsesstrategier

I den danske natur er det en meget høj andel af arterne, der er tilpasset stressede levevilkår med knaphed på en eller flere ressourcer, såkaldte "stress-tolerante" arter (*sensu* Grime 1979). I Danmark - som overalt på jorden - har planter og dyr oftest haft stress i form af knaphed på ressourcer og dermed som vigtig konkurrenceparameter og evolutionær drivkraft. Stress i denne sammenhæng skal opfattes som "naturligt stress" (tørke, næringsmangel, saltpåvirkning etc.) og ikke som "menneskepåført stress" (pesticider og mekanisk forstyrrelse).

Planterne kan inddeles i tre typer af strategier (Grime 1979; Ejrnæs *et al.* 1998), men i princippet gælder noget tilsvarende for mange dyregrupper:

- **Nøjsomhedsplanter** er plantearter, som er tilpasset til at leve under de næringsfattige forhold i naturlige økosystemer (fx tørve mosser, laver, kattedod, liden klokke, gul snerre)
- **Pionerplanter** er specialistarter, som hurtigt kan etablere sig i forstyrrede økosystemer og udnytte pladsen her (fx mange ukrudsarter i landbruget)
- **Konkurrenceplanter** er arter, som formår at udnytte lokaliteter med mange næringsstoffer og vokse sig store og kraftige og dermed udkonkurrere arter fra de to øvrige grupper (fx stor nælde, kvik og en del andre græsser).

I naturen vil næsten ethvert indgreb være godt for nogle organismer og dårligt for andre. Jordbehandling gavner pionerplanterne og gødskning gavner konkurrenceplanterne. Men ingen landbrugsmæssige aktiviteter (og i det hele taget meget få nutidige menneskelige aktiviteter) gavner nøjsomhedsplanterne, som ellers fra naturens hånd er den strategi med flest forskellige arter. Dette er et stort naturforvaltningsmæssigt problem, idet det af denne grund især er nøjsomhedsplanterne, der er gået stærkt tilbage, og dermed også en lang række dyrearter (fx dagsommerfugle), der er knyttet til nøjsomhedsarterne og deres naturtyper (hede, overdrev etc.).

Det er således ikke automatisk således, at antallet af arter på nogen enkel måde siger noget om graden af uforstyrrelse, snarere er det andelen og mængden af biotopstypiske nøjsomhedsarter, der siger noget om forstyrrelser. Dette har således også været udgangspunktet for det danske arbejde med udvikling af indikatorer for naturkvalitet (Nygaard *et al.* 1999). Et ofte anvendt eksempel herpå er den ekstreme naturtype, højmosen, der med ekstremt lave næringsstofniveauer huser en lille, men karakteristisk række dyre- og plantearter, der har specialiseret sig i at kunne tåle, vokse og formere sig under sådanne naturligt stressede forhold.

De mange forskellige lokale kombinationer af ressourcestress er baggrunden for en stor variation af planter og dyr med forskellige tilpasninger. Det er ikke mindst denne variation, vi ønsker at bevare, og det er denne variation, der har problemer. Kvaliteten af naturen i landbrugslandet må derfor også indeholde en form for værdisætning af netop forskelligheden af biotoper på landskabsniveau.

Desværre for naturindholdet er udviklingen gået i retning af en mindsket variation i levevilkårene og dermed i naturindholdet i landbrugslandskabet. Årtiers udvikling i landbrugsdriften har satset succesrigt på overskridelse af de naturmæssige grænser for landbrugsproduktionen igennem kontrol og modifikation af de grundlæggende og begrænsende produktionsfaktorer på landbrugsarealerne (plantevækst- eller dyrkningsfaktorerne), såsom

- energi (bl.a. dybde, areal og frekvens af jordbehandling)
- vand (dræning og vanding)
- næringsstoffer (gødning, tilgængelighed, afhængighed af sædskiftet)
- sygdomme (pesticider)
- afgrøders egenskaber (forædling)

Disse udbredte højproduktive vækstforhold er imidlertid ikke alene begrænset til dyrkningsfladen. På grund af udvidelsen af arealer i omdrift samt spredning til naboarealer og atmosfærisk deposition er forhold som mekanisk forstyrrelse, næringsstoffer og pesticider udbredt til langt hovedparten af vores terrestriske biotoper. Fra at sådanne forhold fandtes sjældent (fx på strandarealer med store tangaflejringer), er de i dag blevet meget dominerende, og har i kritisk grad fortrængt arealer med andre livsbetingelser og dermed variationen i miljø og natur. Og denne udvikling har ikke alene fundet sted i Danmark, men også i hovedparten af landbrugsområderne i Nordvest-Europa.

Levevilkårene er således overalt i store områder karakteriseret – enten af hyppige forstyrrelser, der begunstiger arter, der kan overleve dem eller er højmobile og kan genindvandre. Og de er karakteriserede af hyppige mekaniske forstyrrelser, der begunstiger pionérarter – af jævnlig pesticidpåvirkning, der begunstiger et fåtal af tolerante arter, og/eller af ressourcerigelighed, der begunstiger arter med hurtig og fleksibel vækst og høj konkurrenceevne.

3.3.4 Regional vs. lokal diversitet

Monotonien mht. miljøforhold, levevilkår og naturindholdet er givetvis gået længst på selve dyrkningsfladen. Variationen mellem marker og afgrøder i det dyrkede land er forventeligt betydeligt mindre end mellem landskabets forskellige arealtyper uden for omdriften: Småbiotoper, halvkulturarealer og egentlige naturområder.

Vinterhvedemarkens insektarter er for størstedelens vedkommende arter, der tolererer, vokser og formerer sig rimeligt/udmærket under hyppige og store forstyrrelser – i dette tilfælde fra landbrugsdriften på dyrkningsfladen. De er typisk små (mindre sårbare for mekanisk påvirkning), med stor spredningsevne (kolonisering af nyopståede levesteder/rekolonisering af tidligere levesteder efter uddøen) og med stort formeringspotentiale (risikospredning, stor koloniseringspotentiale) og kort generationstid (hurtig opformering og ny spredning efter nykolonisering inden ny uddøen). Disse arter opformerer hvert år på de enorme landbrugsarealer og spredes og opblandes ud over arealerne i enorme antal. Hovedparten af disse arter findes derfor med meget høj sandsynlighed i de fleste marker og over hele landet. Der kan således udmærket findes en relativt høj artsdiversitet i den enkelte mark⁴, især via en høj repræsentation af den potentielle markfauna faktisk tilstede i enhver mark. Til gengæld er der i hele landet formentlig kun en begrænset variation i faunaen imellem markerne – på samme måde som det er tilfældet for ukrudtsfloraen.

Arealerne uden for omdriften har således en meget betydelig del af deres diversitet i kraft af forskelle i insektfaunaen imellem de forskellige naturtyper og lokaliteter, mens diversiteten, målt i antal arter per m² på den enkelte lokalitet ikke nødvendigvis er meget højere end i en hvedemark. Dertil kommer så som nævnt, at hovedparten af de arter, der forekommer i uforstyrrede naturområder, vil være specialiserede og mindre almindelige, hvorimod hvedemarkens arter typisk vil være meget almindelige og mindre biotoptypiske.

3.4 Forskellige arealtyper i landbrugslandet

3.4.1 Arealerne i og uden for omdriften

Ovenstående gennemgang henviser ofte til de markante forskelle imellem de forskellige arealtyper. Mht. landbrugslandskabets naturindhold er det uomgæeligt at skelne mellem de forskellige arealtyper - baseret på forskelle i arealtyperne og deres

- naturgivne forudsætninger (historiske, edafiske og landskabs-økologiske forhold)
- naturindhold (arterne i de forskellige dyre- og plantesamfund og typiske træk i deres biologi)
- problemer og sårbarhed over for forskellige forstyrrelser
- naturindhold og problemers relation til specielt arealanvendelsen og landbrugsdriften.

⁴ Den ekstreme naturaktivist-opfattelse af den intensive kornmark som en naturmæssig 'ørken' er derfor på nogle måder en stor overdrivelse, jf. fx. artsdiversitet og artslistes i Hald et al. (1994) og Reddersen et al. (1998).

Denne skelnen behøver ikke at være kompliceret - en nyttig opdeling og prioritering baserer sig på dyrknings- og produktionseffektiviteten på arealerne, nemlig grundlæggende arealer i omdriften vs. uden for omdriften:

1. Arealer i omdrift: dyrkningsfladen
2. Arealer uden for omdriften
 - a. halvkulturarealer
 - b. udyrkede småbiotoper

Det er ligeledes nyttigt i forhold til indgreb på eksisterende og nye lokaliteter at have en fast terminologi, idet sådanne forskellige arealer har forskellig prioritet og kalder på forskellige behov for indsats, jf. box.

På arealerne uden for omdriften (halvkulturarealerne og småbiotoperne) er lang historisk kontinuitet, oprindelighed og vildhed afgørende kriterier for naturkvaliteten nu og lang tid fremover (pga. sårbarheden over for ødelæggelse og den "økologiske inert" efter ophør af ødelæggelser).

Derfor skelner vi mellem tre forskellige handlinger - i prioriteret rækkefølge - over for netop disse to arealkategorier:

1. *Bevarelse - af gamle og velbevarede lokaliteter*
2. *Genopretning - af gamle men forstyrrede/forarmede lokaliteter*
3. *Nyetablering - af suppleringslokaliteter, hvor lokaliseringen også kan prioritere placering i forhold til særlige naturgivne forhold eller eksisterende bevarede biotoper*

De følgende afsnit skal ses i sammenhæng med afsnit 3.5, hvor de tre arealtyper prioriteres i forhold til deres naturværdi. Dyrkningsfladen får flest ord med på vejen her, da den største udfordring mht. at få diskuteret og proportioneret naturindholdet i forhold til det bagvedliggende natursyn ligger her.

3.4.2 Biotoptype "halvkulturarealer"

For halvkulturarealerne⁵ gælder det, at en meget stor del af de nationale naturbeskyttelsesinteresser og Rødliste-arter, er knyttet til de permanente halvkulturarealer og heraf især de ekstensivt udnyttede. Det gælder fx planter, svampe, biller, sommerfugle, padder og krybdyr. Her eksisterer der tillige veldefinerede naturtyper og konkrete arealer, der kan tjene som referencearealer og standarder for naturkvalitet og konkret naturindhold. Bevarelsen af halvkulturarealernes naturværdi balancerer i vor tid mellem to modsatrettede problemer begge begrundet i deres manglende rentabilitet i den moderne landbrugsdrift, nemlig

- ophør af hidtidig ekstensiv drift. Ekstensiv græsning og høslæt på enge, der ellers forhindrer tilgroning, ophører. Formelt set overgår arealet fra "halvkultur" til "uberørt natur"- med succession mod

⁵ Halvkulturarealer dækker i denne udredning især ferske og salte enge, overdrev og i et vist omfang heder. De fleste af disse er omfattet af Naturbeskyttelseslovens §3.

et mere udbredt og artsfattigt naturindhold med højstauder, krat og muligvis skov.

- intensivering af hidtidig ekstensiv drift. Produktiviteten søges øget via dræning, vanding, gødskning, tilskudsfodring og øget græsningstryk. (egentlig opdyrkning vil dog i dag på mange arealer være forhindret pga. §3-status eller fredninger).

3.4.3 Biotoptype "udyrkede småbiotoper"

I mange egne udgør småbiotoperne langt den overvejende del af det åbne lands udyrkede arealer. De har på grund af deres lidenhed og form (ofte linjeformede) en stor grænseflade, normalt til dyrkede marker, og et meget højt Rand:Areal-forhold, hvilket giver anledning til specielle problemer i forhold til miljøbelastningen fra naboarealer og dermed for levevilkårene, og deres kvalitet som levesteder. I denne rapport fokuseres på småbiotoper med kant til dyrkede marker, som, via denne nærhed, er særligt udsatte for påvirkninger fra markdriften under de forskellige dyrkningsformer. Det er overvejende arealer som læhegn, græs- og stendiger, vejkanter, grøfter, vandløbsbrinker, vandhuller, gravhøje, mergelgrave, mm., men også kanten af større naturarealer såsom skovbryn. Det er i vid udstrækning de samme plante- og dyrearter, der er karakteristiske for disse mere permanente og uforstyrrede biotyper (halvkulturarealerne, naturarealer og småbiotoper). Arterne er karakteriserede ved mindre fleksibilitet i forhold til ændringer i miljøet og dermed også i arealud-

Det er ofte de samme naturtyper og dyre- og plantesamfund, som man ønsker at bevare på halvkulturarealerne og i småbiotoperne.

Mange biologiske karakteristika og problemer er fælles, fx biotopfjernelse, eutrofiering, pesticidanvendelse og -afdrift samt økologisk inert i plante- og dyresamfundene. Opdelingen i to kategorier beror især på historiske og administrative årsager.

Halvkulturarealer er som oftest areelle biotoper, dvs. forholdvis brede og lange og med et lavt Rand/Areal-forhold. Typisk gælder der det modsatte for småbiotoperne, især den hovedpart af dem, der er meget små (fx gravhøje) og/eller linjeformede (fx læhegn og diger). Her er Rand/Areal-forholdet højt. Dette har bevirket, at de fleste småbiotoper i langt højere grad har været udsat for negativ miljøpåvirkning fra randen, fx afdrift af pesticider, spredning af næringsstoffer og gradvis indpløjning af mere og mere rand.

Mens halvkulturarealerne ofte ligger længere fra bygninger og marker, ligger småbiotoperne oftere tættere på (Hald 1998). Dertil forekommer der ofte træbevoksning med lævirkning, hvilket specielt øger risikoen for afsætning af ammoniak i småbiotoperne.

Mange halvkulturarealer er endvidere fredede, §3-beskyttede eller af mindre agronomisk værdi, hvortil nu kommer ekstensivering som følge af Vandmiljøplan II. Mange af småbiotoperne findes derimod kilet ind på de mest produktive arealer. Pånær fortidsminder, jord- og stendiger samt vandhuller > 100 m² er de sjældent beskyttede mod sletning. I forbindelse med vandløb og vandhuller > 100 m² må det forventes, at der kan etableres 10-12 m sprøjtefri bræmmer som følge af Bichel-udvalgets anbefalinger.

udnyttelse og driftsform, jf. afsnit 3.3.3. Arterne forekommer ofte ret stabilt under naturlige forhold, men konkurreres ved forstyrrelser let ud af de almindelige forstyrrelsestolerante arter. Arterne har heller ikke markarternes evne til at overleve gennem perioder med ugunstige forhold – på stedet eller på andre biotoper.

Halvkulturarealernes og småbiotopernes oprindelige arter er samtidigt mindre mobile, sådan at de kun meget langsomt genindvandrer, når de først er uddøde lokalt. Denne lave mobilitet indgår i den økologiske inertie, som i særdeleshed bliver et problem for disse arter på grund af den øgede frekvens og intensitet af forstyrrelser (øget risiko for lokal uddøen) samt tilbagegangen i antal, størrelse og isolation af levestederne.

Til forskel fra sædskiftemarkerne anses selve småbiotopernes areal, mængde og fordeling i landskabet som alvorligt begrænsende faktorer for naturindholdet og bevarelse af værdifulde plante- og dyresamfund på disse arealer. Småbiotoparealet er gået stærkt tilbage (Agger & Brandt 1987; Brandt 1994) og det samme gælder de oprindelige halvkulturarealer (fx Møller & Ovesen 1980; Ejrnæs 1998). Nyanlæg af terrestriske suppleringsarealer vil være af uhyre begrænset værdi i årtier fremover på grund af den økologiske inertie i disse biotoptyper. Nyanlæg er således vigtig, men er hverken på kort eller mellemlangt sigt et fyldestgørende svar på reduktion og kvalitets-sænkning for uforstyrrede arealer uden for omdriften⁶.

Eller sagt på en anden måde: de ønskede og forventede resultater af naturgenopretning tager tid. Ofte meget lang tid. Og den oprindelige tilstand, der tilstræbes, opnås ofte slet ikke inden for normal politisk målestok.

På grund af ovennævnte forhold slår ændringer i arealanvendelse og driftsformer hurtigt igennem ved forringelser, men ofte skuffende langsomt igennem ved forbedringer. Dette giver for disse biotoptyper og deres naturindhold en ganske særlig vægtning af konservative og defensive strategier for naturforvaltningen. De konservative strategier i naturbeskyttelsen fremkommer dog især som en nødvendig nødværgeforanstaltning og er i sig selv ikke særlig "naturnær".

Dansk naturforvaltning gør alligevel nu om stunder en særdeles aktiv indsats, hvor betydelige arealer reableres som naturarealer. Fx har amterne alene i 1998 genskabt ca. 500 søer og nygravet 337 vandhuller - oftest i landbrugslandet (Amtsrådsforeningen 1999). Kvantitativt gør man meget, men god miljøkvalitet og endnu mere god naturkvalitet lader sig meget vanskeligt (re-)konstruere. Den fysiske etablering er kun et første skridt på vejen.

⁶ For vandhuller gælder dog, at de nyetablerede kan have betydelig effekt på arter af padder især ved målrettet lokalisering og udformning. Visse steder skyldes de gode resultater for padder dog aktiv udsætning og ikke naturlig indvandring.

⁷ Man må snarest forestille sig at de lysåbne, terrestriske levesteder har eksisteret i en langsigtet dynamisk vekslen af uddøen og indvandring i en mosaik af gamle og nye levesteder i alle successionsstadier. I dag er der så at sige en prop i indgangshullet, idet der ikke kommer nye levesteder til - i hvert fald ikke i tilstrækkeligt antal og kvalitet til at erstatte de tabte.

3.4.4 Biotype "sædskiftemarker"

Målsætningerne for natur på dyrkningsarealerne har ikke nødvendigvis det samme "enkle" udgangspunkt i beskyttelsen af veldefinerede biologiske og naturværdier og oprindelige naturtyper og arter. Dyrkningsarealet har landbrugsproduktionen som formål, og selvom man her kan søge at "samarbejde" med naturgrundlaget, må de biologiske naturværdier være underordnet produktionen. Et af de interessante udgangspunkter for naturværdier på dyrkningsjorden kan derfor være de områder, hvor naturen har en decideret nytteværdi i forhold til landbrugsproduktionen.

Et væsentligt element af naturen her kan siges at være det biologiske liv i jorden, som bl.a. er en forudsætning for jordens frugtbarhed. I det følgende vil vi kort beskrive væsentlige aspekter af jordens liv, som har en tendens til at blive overset i naturdebatten, men som denne rapport forsøgsvist inddrager i kvalitetsbedømmelsen af dyrkningsfladen.

Landbrugsproduktion først

Sædskiftemarkerne huser een- og flerårige afgrøder og er intensiv produktionsjord. Her må landbrugsproduktionen - også i det økologiske jordbrug - være det primære mål, som naturindholdet må underordnes: visse plante- og dyrearter trives netop her, fordi de har en biologi, der gør dem tolerante eller giver dem særlige overlevelsesmuligheder under de stadige "forstyrrelser" fra markdriften. Visse ukrudtsarter kendes således kun fra dyrkede marker, som altså er deres forudsætning. Netop sædskiftet, som i hvert fald i økologisk jordbrug, bl.a. tjener til kontrol af ukrudtet, er tillige en vigtig faktor i opretholdelsen af den kumulerede artsdiversitet i ukrudtfloraen og faunaen igennem hele sædskiftet.

Udvikling i driftsformerne fører uvægerligt til ændrede livsbetingelser for markernes organismer. Det er bl.a. derfor naturfilosofisk meget vanskeligt at argumentere for et bestemt niveau eller absolutte kriterier for artsindhold og naturværdier løsrevet fra en rentabel landbrugsproduktion på disse arealer. De dyrkede marker er - og har på mange af arealerne i århundreder været - anvendt til landbrugsproduktion. Indtil midten af det 20. århundrede var disse dyrkningssystemer dog relativt næringsfattige, uden brug af pesticider og driften i det hele relativt ekstensiv. Dyrkningfladerne har derfor formodentlig huset mere natur i form af højere tætheder og flere arter af dyr, planter og svampe. Naturværdisætningen på de produktionsarealer, der skal forblive i omdrift, tager almindeligvis udgangspunkt i en arealanvendelse som produktionsjord.

Der er som nævnt et stort behov for at udvikle et system til at kvalitetssætte naturindholdet relativt på dyrkningsfladerne. Dette kunne indgå i et generelt indikatorsystem for bio-geo-kemisk jordkvalitet, bl.a. med henblik på at prioritere mellem landbrugsjord, der kan udtages af produktionen og overgå til halvkultur eller naturområder i tilslutning til øvrige naturarealer.

Sædskiftemarkerne optager ca. 57% af Danmarks areal, og er alene af den grund ikke en biotype, der er begrænsende for organismerne

hjemmehørende dér. En del meget mobile overjordiske markarter er kun i ringe grad afhængig af fragmentering og barrierer. Deres høje overlevelse gennem ugunstige perioder, mobilitet og reproduktions-evne medfører således, at flora og fauna på nye markarealer (fx opdyrkning af 20-årig brak) i løbet af ganske få år vil ligne andre marker. Det medfører generelt, at sædskiftemarkernes planter og dyr hurtigt reagerer på positive ændringer i driftsformerne - fx ophør af pesticidanvendelse, øget variation i sædskiftet, mm.

Jordens organismer

Jordens bio-geo-kemiske kvalitet eller frugtbarhed afhænger ud over de geogene forudsætninger af en lang række biologiske organismer, primært bakterier, svampe og jordbundslevende dyr. Økologien hos disse grupper og samspillet i relation til driftsformer og jordens frugtbarhed er generelt ikke særligt velundersøgt, men visse resultater kan dog fremdrages.

Mikroorganismer og svampe har en central betydning for frugtbarheden i alle dyrkningssystemer, og en relativt større betydning i mere ekstensive driftsformer. Det gælder fx i økologisk drift, hvor de naturlige processer, som disse grupper påvirker og påvirkes af, ikke forstyrres af agrokemisk input (Lopez-Real & Hodges 1986). De vigtigste funktioner i jorden af disse organismer er følgende:

- Næringsstofkredsløb. - Nedbrydning og mineralisering kan primært skyldes mikrobiel aktivitet
- Dannelse og stabilisering af jordstruktur. - Svampehyfer sammenvæver jordens partikler til større aggregater og mikroorganismer kitter partikler sammen kemisk. Omvendt er jordstrukturen væsentlig for disse organismers funktion.
- Fødegrundlag for markens fauna. - Protozoer og nematoder græsser på mikroorganismer i mikroporer, mens svampe spiller stor rolle som fødekilde for mider, collemboler og regnorme.
- Kvælstoffiksering. - Symbiotisk kvælstoffiksering med *Rhizobium* knoldbakterier er velkendte for bælgplanter og betyder mest i N-fattige jorder. Udnyttes i driften på de fleste kvægbrug.
- Øgning af fosfortilgængelighed ved mycorrhiza-associationer.
- Hæmning af plantesygdomme. - En god jord kan i en vis grad hæmme sygdomme f.eks ved at hæmme et plantepatogens vækst ved at konkurrere med det om næring.

Svampe og bakterier er meget store artsgrupper, som er væsentlige naturelementer med centrale økologiske funktioner i landbrugsjorden. Man regner med op mod 1 mill. arter af bakterier, hvoraf kun 5.000 er beskrevet (Elmholt & Axelsen 1999). For svampenes vedkommende vurderes antallet til ca. 1,5 mill. arter, hvoraf ca. 75.000 er beskrevet.

Svampe, mikroorganismer og jordbundslevende dyr som regnorme, springhaler og mider kan sammenfattes som agerlandets ukendte natur, som ofte overses i naturdebatten, men som har kolossal betydning for jordens frugtbarhed.

Faunaens rolle for økosystemet kan være afgørende for mange af de mere kemiske omsætningsprocesser, der fastholder og frigiver næringsstoffer.

Makrofaunaen – især regnorme - findeler grove plantedele og gør dem langt mere tilgængelige for mikroorganismene (Edwards & Lofty 1977). Derudover spiller de en stor rolle for jordens fysiske struktur ved at lave gange, hvilket påvirker både luft- og vandtilgængeligheden i jorden.

Mesofaunaen - springhaler og mider - lever af mikrosvampe, bakterier og organisk stof og bidrager derved til omsætningen af næringsstofferne og endvidere til spredningen af svampe og bakterier i jorden. Mesofaunaen tjener endvidere som fødekilde for større prædatorer (edderkopper, biller). Netop nogle af disse prædatorer vurderes som de mest lovende muligheder for biologisk kontrol af bl.a. skadevoldende bladlus, og mesofaunaen kan sikre opretholdelse af de bestandsstørrelser af disse prædatorer, der kan hæve det biologiske kontrolpotentiale over for de udvitrede bladlus' afgørende første kolonisering af afgrøderne (Thomas *et al.* 1991; Holland & Thomas 1996).

Mikrofaunaen er primært bakterie- og svampeædere og har dermed sine nicher i omsætningen af organisk stof og frigivelse af næringsstoffer (Elmholt & Axelsen 1999).

Begrundelser for mere natur

Der er ikke noget klart eller generelt forskningsmæssigt grundlag for – ud fra markernes eget naturindhold - at formulere specifikke anbefalinger til maximum-markstørrelser. Det er dog tankevækkende at 80% af de bevarede gamle småbiotoper ligger i ejendomsskel (Brandt 1994) samtidig med at ejendomme i vid udstrækning bliver lagt sammen eller jorden solgt fra de mindre bedrifter i den aktuelle strukturudvikling i landbruget. Aktuelle beregninger viser tilmed, at sløjfning af småbiotoper i en del tilfælde savner god økonomisk begrundelse, idet tidsbesparelsen ved øgning af markarealet over 4-5 ha er ubetydeligt (Quist 1996). Alene udgør dette dog ikke et argument for bevarelsen af de gamle småbiotoper - dette må selvstændigt begrundes i de gamle småbiotopers særlige muligheder for bevarelse eller retablering af naturværdier.

Et generelt princip bør være, at anvendelsen af dyrkningsfladen indrettes så den nødvendige spredning af arter mellem diverse omkringliggende og tilgrænsende småbiotoper og halvkulturrealer er mulig. Dyrkningsfladen bør give plads til udyrkede arealer (jf. ovenfor), der tilgodeser denne spredningsfunktion. Disse forhold er dog ikke pt. særlig godt belyst og kræver i hvert fald mere præcise målsætninger, som da muligvis vil inkludere en diskussion af markernes størrelse og naturligvis om gødnings-, dyrknings- og sprøjtefrie randzoner. Hertil hører også vurderingen af småbiotopernes areal og fordeling mellem markerne, som er af betydning for landskabets potentiale for naturlig regulering af skadedyr (overvintringshabitat og reservoir for løbe- og rovbiller og edderkopper, jf. fx "beetle banks"). På disse måder kan markstørrelsen naturligvis blive påvirket indi-

rekte via den målrettede bevarelse af eksisterende og lokalisering af nye udyrkede arealer.

Sædskiftet har en væsentlig betydning for dyrkningsfladens naturindhold, som kan danne udgangspunkt for anbefalinger til driften. Dette gælder i særdeleshed for de underjordiske organismer, som varierer meget gennem hele sædskiftet i antal og diversitet, og ikke mindst med en væsentlig positiv effekt af flerårig kløver/lucerne i sædskiftet (Elmholt & Axelsen 1999). Variationen i overjordiske flora og fauna er også overvejende positivt påvirkede af variation i sædskiftet med vekslen imellem vår- og vinterafgrøder, brakmarker, flerårig kløver, kløvergræs og lucerne og vinterstubmarker (Booij & Norlander 1992; Hald 1999a; Reddersen 1999). Et sådant varieret sædskifte er sammen med reduktion i pesticidanvendelsen (især i randzonen) de få veldokumenterede faktorer af betydning for de større dyrearter såsom fasan, sanglærke, ringdue, agerhøne, hare og rådyr (jf. Reddersen 1999).

Endvidere er det afgørende at anbefale ophør af de negative miljøpåvirkninger fra dyrkningsfladen (primært pesticider og næringsstoffer) til omgivelserne: Transport til fødevarer, luft, overflade-, dræn- og grundvand samt ikke mindst den noget oversete afdrift til tilgrænsende terrestriske biotoper. Nogle af disse miljøpåvirkninger har nemlig som nævnt i afsnit 3.1.1 store konsekvenser for naturindholdet uden for dyrkningsfladen og bør derfor ophøre: Økologisk jordbrug eller permanente sprøjte- og gødningsfri randzoner er eksempler på tiltag, der kan bringe de meget ødelæggende påvirkninger af omgivelserne til ophør.

Fx kunne bekæmpelsesindsatsen afgrænses til de skadevoldere, der faktisk forudsiges at kunne nå det økonomiske skadeniveau. Specifik bekæmpelse kendes bedst fra visse former for biologisk bekæmpelse, især hvor man benytter sig af snyltende organismer (parasitoider) mens rovdyr (prædatorer) og bakteriepræparater ikke er særligt specifikke. Specifikke pesticider har været markedsført, men har dels ikke været særligt specifikke (jf. fx Sotherton 1990) og har kun i begrænset omfang slået igennem på markedet – de har typisk været dyrere (fx pirimicarb mod bladlus). Der er i de seneste årtier opbygget betydelig viden om effekter af pesticider, af ukrudtsbunddækket, af jordbehandlingen, af tilførsel af organisk stof, mm. (jf. Elmholt & Axelsen 1999; Reddersen 1999). Der findes derfor videnbaggrund for at formulere nogle klare anbefalinger, der har meget stor dokumenteret effekt.

Et vist niveau af bunddækkevegetation i afgrøderne og efterafgrøder har vist sig at være en helt afgørende faktor for mængde og diversitet af insektfaunaen over og under jorden (Reddersen *et al.* 1998; Elmholt & Axelsen 1999; Reddersen 1999). Dette må formodes at gavne både mark- og kant-fuglefaunaen (Chamberlain *et al.* 1995; Christensen *et al.* 1996). Det vil i et vist omfang også gavne ukrudtsfloraen, idet Hald *et al.* (1994) påviste en korrelation imellem plantetæthed og artsdiversitet af ukrudtet. Bunddækkets positive effekter på insekter og jordbundsfaunaen gælder dog for en stor del også for udsået bunddække (fx vinterhvede etableret i hvidkløver). Anden form for

Bunddækkevegetation i afgrøderne og efterafgrøder er afgørende faktorer for mængde og diversitet af insektfaunaen over og under dyrkningsjorden, samt for markens fugle og ukrudsfloraen. Anvendelse af organisk gødning (møg, gylle, mulching) øger endvidere det biologiske liv i jorden og formodentlig insektlivet over jorden.

biotisk jorddækning (mulching) har god effekt på jordbundsfaunaen og muligvis også på dele af insektfaunaen (Purvis & Curry 1984; Elmholt & Axelsen 1999). I disse to sidstnævnte tilfælde understøttes den vilde markflora dog ikke, og dermed heller ikke de insekter, denne flora betinger (jf. Hald & Reddersen 1990; Hald *et al.* 1994). Realiseringen af bunddækkets positive effekter er naturligvis betinget af, at der ikke efterfølgende fx foretages massiv pesticidanvendelse med bredspektrede midler.

På produktionsarealerne er det logisk at foreslå naturfremmende handlinger integreret i landbrugsdriften og produktionen på markfladen. Der har specielt i forbindelse med jordbundsbiologien været arbejdet med kriterier ud fra bæredygtighed, især spørgsmålet om sikring af jordens frugtbarhed. Til denne type krav hører også kriteriet om sikring af landbrugslandskabets potentiale for naturlig kontrol med skadevoldere. Man bør dog være opmærksom på, at en kobling af naturværdierne med den agronomiske nytteværdi er problematisk, da den løbende udvikling i landbrugsdriften hele tiden vil medføre nye behov, som naturindholdet via sin nytteværdi da skal medvirke til at løse. Rapporten har ikke formået at afklare denne dobbelthed og uklarhed i natursynet mht. dyrkningsfladen, jf. flg. problemstillinger:

- et natursyn for dyrkningsfladen må nødvendigvis anerkende arealets funktion som produktionsjord
- et natursyn, der alene værdisætter markernes naturindhold efter konkret og dokumenteret nytteværdi for landbrugsproduktionen, evt. inkl. jagt, er reelt uden grænser og vil næppe godtages som et tilstrækkeligt biologisk natursyn
- et natursyn for dyrkningsfladen må dog respektere den løbende udvikling i marked, driftsformer, agronomi og teknik
- et natursyn for dyrkningsfladen kan derfor ikke som for naturarealerne opstilles i forhold til noget oprindeligt – en absolut idealtilstand – en stadig udvikling i naturindholdet er et uundgåeligt vilkår
- et natursyn for dyrkningsfladen vil let kunne problematisere en række markoperationer, der ofte har voldsomme øjeblikkelige og negative virkninger på markens flora og fauna. Markarterne er dog oftest godt tilpassede de fleste af disse forstyrrelser sådan at populationerne hurtigt genetableres
- et natursyn for dyrkningsfladen, der passivt accepterer udviklingen og dermed alle nuværende og fremtidige driftsformers påvirkninger af markens flora og fauna, vil selvsagt også være utilfredsstillende som biologisk natursyn
- et natursyn for dyrkningsfladen, der generelt og blindt vurderer ethvert agronomisk tiltag i forhold til øgning eller reduktion i tæthed og diversiteten af flora og fauna, giver kun ringe mening. En sådan konsekvent 'naturmaximering' savner fuldstændigt belæg i den mere uforstyrrede natur

- et natursyn, der kobler agronomisk nytteværdi med sikring af i hvert fald dele af naturindholdet, synes nærmere mht. jordbundens flora og fauna, mens det er mindre indlysende for markerens overjordiske flora og fauna. På begge områder mangler der dog meget viden

3.5 Prioriteringer og målsætninger for naturen i landbrugslandskabet

Som gennemgået ovenfor er der en række forskellige problemstillinger på de forskellige arealtyper i landbrugslandskabet mht.

- de abiotiske forudsætninger
- artsindholdet (og genpuljerne), lokalt og nationalt
- graden af forstyrrelse
- historisk og rumlig kontinuitet
- de forskellige krav og problemer hos forskellige arter og naturtyper i forhold til levestedets og landskabets kvantitet og kvalitet og fordeling i tid og rum
- den økologiske inerti ved naturgenopretning og etablering af suppleringsbiotoper mht. arealerne uden for omdriften.

Etablering af en vifte af naturkrav, der frit kan vælges imellem, garanterer ikke den hårdt tiltrængte sikring og forbedring af det kvalitative naturindhold i landbrugslandskabet, som kræver en målrettet, præcist lokaliseret, langvarig og ofte kompleks indsats. Der er en betydelig risiko for, at en sådan valgfri "cafeteria-model" primært vil betyde et tilvalg af de lette, kortvarige og dermed fleksible ordninger med "tilskuds-pendling" i forhold til driftsøkonomiske kalkuler, og en betydelig risiko for ringe interesse for de vanskeligere og langvarige ordninger med bevarelse, genopretning og supplerung af halv-kulturarealer og småbiotoper.

Bevarelsen og genopretningen af naturtyperne på arealerne uden for omdriften vil ofte være afhængige af ekstensive driftsformer. Sådanne ekstensive driftsformer er nødvendige for at forhindre tilgroning og sikre lysadgang til lavtvoksende og varmekrævende planter og dyr og for at fjerne næringsstoffer i den borttransporterede biomasse – det vil i princippet også gælde for småbiotoperne.

Rapporten anbefaler en opprioritering af kvalitet frem for kvantitet i fremme af naturindhold i dyrkningslandskabet.

Dette medfører, at fokus bør være på det lange seje træk for kvalitative forbedringer primært på halokulturarealer og i småbiotoperne – jo før jo bedre. Dertil kommer en fortsat satsning på naturgenopretning – gerne med lokale præcise kvalitative målsætninger for både den biotiske og abiotiske natur, for planter, dyr og svampe og over såvel som under jorden.

Dernæst kan visse forbedringer på dyrkningsfladen relativt hurtigt give en positiv effekt på jordens frugtbarhed af diverse forholdsvis almindelige nytteorganismer på store arealer.

Dertil er det vigtigt, at øge antal og størrelse af - og også den landskabsøkologiske sammenhæng imellem - småbiotoper og imellem halvkulturarealer. Kun sådan sikres den samtidige fremgang i deres kvantitet, sammenhæng og kvalitet. Nyanlæggelse af halvkulturarealer og småbiotoper vil kun gavne beskyttelsen af naturtyper og arter ved en målrettet lokalisering, hvor der findes de relevante naturgivne forhold (sandjord, tørvejord, lavbundsarealer, skråninger, kalkgrund, væld, etc.) og samtidigt bevarede rester af disse naturtypers artssamfund, hvorfra kolonisering kan finde sted. Dette vil tale for udlægning efter regional udpegning på en eller anden lokal arealskala snarere end en "demokratisk" fordeling ud på alle ejendomme (såsom nuværende anlæg af læhegn og vildtremiser). Dette gælder i særlig grad halvkulturarealerne, som bør få 1. prioritet.

Også mht. 2. prioriteten, småbiotoperne, som snarere kunne anbefales udlagt/bevaret/forbedret på hver enkelt ejendom, bør man overveje at rådgive om en samling af arealerne i sammenhængende områder (dog ikke for vandhuller). Det kunne være arealer med særlige naturgivne forudsætninger, abiotiske, artsmæssige og landskabsøkologiske, såsom genåbning af dræn- og grøftlagte vandløb, småsøer, udyrkede bræmmer omkring velbevarede bondesmåskove, forbindelseslinjer imellem småskove, vandområder og ådalsskrænter. Med hensyn til vandhuller kan et netværk etableret med overordnet planlægning tilsyneladende have en gavnlig effekt for visse dyrearter.

Naturindholdet på dyrkningsfladen er dog ikke ligegyldig. En del af allerede foretagne og planlagte miljøforbedringer på dyrkningsfladen (fx økologisk jordbrug, generel reduktion i pesticidanvendelsen) gæver herigennem markernes naturindhold. Derudover er der argumenter for, at dyrkningsfladen i forhold til de øvrige naturtyper bør have lavere prioritet i anbefalinger vedr. naturindholdet og landbrugsdriften. Dette skal understreges, fordi det i høj grad kan friste at lægge indsatsen her, fordi miljøet og flora og fauna på markerne oftest reagerer inden for et-få år på lempelser i den intensive drift. Det er således meget nemmere at skabe kvantitative "succeshistorier" på disse arealer.

Som nævnt ovenfor og i det efterfølgende afsnit 4.3, er der også en del muligheder for at påvirke naturindholdet - over eller under jorden - her mht. reduceret pesticidanvendelse (generelt eller i mere eller mindre permanente randzoner), økologisk jordbrug, øget sædskiftevariation, øget tilførsel af organisk stof, øget bunddække i afgrøderne, reduceret jordbehandling og akseltryk, mm.

Succes på arealerne uden for omdriften omfatter både identifikation og kortlægning af eksisterende naturværdier, ophør af negative miljøeffekter og fremme af visse former for naturvenlig drift. Disse naturtypers sårbarhed og den økologiske inert i genopretningen gør også, at beskyttende og støttende tiltag i princippet kun giver mening, hvis de bliver langvarige - i princippet permanente: Tiltag som fx gødningsfri og især sprøjtefri randzoner op mod et velbevaret areal uden for omdriften giver i denne forstand kun god mening, hvis ordningen er permanent.

I en målrettet indsats for arealerne uden for omdriften stilles der store og præcise kvalitative krav i tid og rum til naturvenlig landbrugsdrift på den enkelte ejendom og en indplacering af ejendommens naturbidrag i en landskabelig/regional sammenhæng. Det vil derfor være formålstjenligt at se en sådan indsats i sammenhæng med egentlig rådgivning, der omfatter hele bedrifter og lokalområder – fx i form af naturplejeplaner eller grønne regnskaber for ejendommen (jf kapitel 5).

4 Målsætninger og handlinger

I dette kapitel opstilles forslag til de målsætninger og handlinger, som bedst kan give *mere og bedre natur* i landbrugslandskabet.

Med baggrund i kapitel 3 er der foreslået en prioritering af indsatsen, dels mht. arealtyperne, dels mht. bevaringsstatus, størrelse og lokalisering mm. inden for hver af arealtyperne. Målsætninger og handlinger vil blive præsenteret i skemaform og efterfølgende diskuteres/dokumenteres med litteraturhenvisninger.

Opdelingen af handlinger følger kapitel 3 med arealer uden for omdriften, halvkulturarealer og småbiotoper, og arealer i omdriften, dyrkningsfladen. Halvkulturarealer og småbiotoper har en del til fælles i biologi, problemer og natursyn og dermed en del sammenfald i anbefalede handlinger og dokumentation. Dyrkningsfladen adskiller sig væsentligt herfra og her anlægges tillige et andet og mere praktisk/funktionelt natursyn (jf. kapitel 2).

Afsnit 4.2 og 4.4 indledes med skematiske oversigter over de anbefalinger, der – i prioriteret rækkefølge – bedst vil kunne tilgodese de ligeledes prioriterede mål for de enkelte biotoptyper.

Skemaerne nedenfor skal dog kun ses som et udkast til en struktur, sammenhæng og prioritering, som de efterfølgende anbefalinger kan sættes ind i. Netop klare mål, sammenhæng og prioriteringer mht. anbefalinger og lokaliseringer er en af denne rapportes vigtigste pointer.

Skemaerne var opbygget med en 4. søjle med forslag til verifikation af effekten af anbefalingerne i søjle 3. En sådan struktur anbefales i længden gennemført. Imidlertid er det ikke lykkedes at gennemføre dette inden for rapportens rammer, især fordi der heri findes en lang række principielle problemer. Det drejer sig fx om verifikationen af udførte handlinger vs. forpligtigelser i forhold til opnåede biologiske resultater, om langsommeligheden i de biologiske processer og dermed resultater, om usikkerhed om og årsager til udeblivende resultater, om forskellige former for og grader af verifikation, om ordninger, der bygger på regler eller på motivation og medleven eller på økonomiske incitamenter alene. Disse problemstillinger er i stedet gennemgået generelt i kapitel 5 med punktnedslag i udvalgte anbefalinger fra dette kapitel.

Der er mange vanskeligheder med at validere den biologiske effekt af gennemførte anbefalinger, idet mange biologiske processer er meget langsomme, men også kan være tvivlsomme pga. vores ufuldstændige viden om biologiske sammenhænge og om variationen mellem de lokaliteter, hvor anbefalingerne udføres (jf. box). Dertil kommer, at især dyrearterne er underlagt meget markante korttidssvingninger, fx årsvariation, og ofte eksisterer i bestande, der rækker ud over området og derfor også påvirkes af forhold uden for området.

Det komplicerede forhold mellem handling og biologisk effekt illustreres gennem begrebet 'extinction debt'. Et typisk eksempel vil være at karakteristiske plantearter går tilbage i en småbiotop som følge af pesticid- og næringsstofbelastning fra en hosliggende mark. Denne oprindelige vegetation ønskes beskyttet med fx permanent sprøjte- og gødskningsfri randzone eller økologisk jordbrug, hvilket øjeblikkeligt bringer den negative miljøpåvirkning til ophør. Alligevel fortsætter den oprindelige vegetation støt og roligt med at forsvinde på grund af nabobiotopens eutrofierede tilstand forårsaget af bortskygning fra indvandrede konkurrencesterke plantearter. Tilsidst vil små populationer være uhyre sårbare for uddøen ved tilfældige udsving i populationen og dens omgivelser, fx vejret. Umiddelbart vil sådan et eksempel fremstå som 'vegetationen forarmes også ved økologisk jordbrug eller kemikaliefri landbrugsdrift', men er reelt en langsom realisering af gamle skader.

4.1 Målsætninger og handlinger for halvkulturrealer og småbiotoper

4.1.1 Generelle retningslinjer for mål og anbefalinger

Det overordnede mål mht. det biotiske og abiotiske naturindhold på halvkulturrealer og i småbiotoper er først og fremmest at sikre en hurtig, effektiv og vedholdende bevarelse af gamle, oprindelige og velbevarede biotoper – altså biotoper med relativt uforstyrret jordbund, hydrologi og naturindholdet af hjemmehørende planter, svampe og dyr.

Nye (og derfor ikke-oprindelige) biotoper kan og bør dog prioriteres anlagt på steder og på en måde, hvor de kan supplere og understøtte oprindelige biotoper og deres naturindhold. Hvor det ikke er muligt kan man naturligvis stadig overveje nyanlæg med henblik på at understøtte et mere snævert og almindeligt naturindhold. Ved nyanlæg eller retablering af biotoper er det vigtigt at definere ret præcist, hvilke naturhensyn man her vil fremme – en målsætning om generelt at fremme artsdiversiteten i landbrugslandet vil være altfor upræcis. Der bør tilstræbes en præcision i målsætningen, der sikrer, at det har en rimelig dokumenteret (litteratur) og dokumenterbar (monitering) chance for at virke efter hensigten – også på det pågældende sted: Det gælder hvadenten formålet er 'almindelig hegnsfuglefauna', 'vandhuller til fisk, padder og vandinsekter' eller 'spredningskorridorer for padder mellem vandhuller'. Som eksempel herpå kan nævnes visse amters naturgenopretning mht. bestemte lokalt forekommende padderarter med udgangspunkt i de konkrete arters spredningsevne (afstand mellem vandhuller) og krav til levestedet (størrelse, dybde, profil og vandkvalitet i vandhuller) og samtidig friholdelse for ud sætning og fodring af ænder med jagtformål. I landbrugslandskabet vil det oprindelige naturindhold dog formentlig være reduceret/forsvundet på mange gamle arealer uden for omdriften – for småbiotopernes vedkommende formentlig i langt de fleste. En generel beskyttelse af alle eller af tilfældige 'gamle biotoper' vil derfor være upræcis (i forhold til småbiotoper meget upræcis) og dermed begrænset virkningsgrad i forhold til denne specifikke målsætning. Umiddelbart bør omkostningerne ved generel beskyttelse således

være lavere jo lavere virkningsgraden er (benefit : cost). I forhold til bevarelsen af oprindelig bevaret natur anbefales det således at overveje anvendelsen af de forskellige tilgange med forskellige grader af præcision:

1. Udpegning ved biologisk mm. vurdering på stedet og præcis kortlægning
2. Udpegning ved anvendelse af erfaring for hvor sådanne værdier mest sandsynligt er bevarede
3. Ingen udpegning – accept af enhver eksisterende og ny biotop (simpel men meget effektiv).

Ad 1) En præcis kortlægning, prioritering og målretning af den fremtidige indsats for velbevarede rester af oprindelig natur vil være stærkt tiltrængt og langt mere effektiv – i forhold til udnyttelse af offentlige midler og i forhold til ulempe for landbrugsdriften. Selv en temmelig overfladisk inspektion af urtevegetationen efter simple retningslinjer vil være en temmelig effektiv måde til kortlægning af placering, omfang og bevaringsstatus for bevaret naturindhold på sådanne halvkulturarealer og småbiotoper.

Ad 2) Den konkrete kortlægning er præcis, men tidskrævende. Man kan derfor overveje en anden lidt mindre intensiv og derfor også mere upræcis tilgang - nemlig en generel beskyttelse, monitoring og behovstyret pleje af biototyper, der bare generelt har størst chance for at have et værdifuldt naturindhold bevaret. Sådanne korrelationer bygger i princippet på såkaldte '*landskabsøkologiske mønsteranalyser*' (fx Dover 1996; Clausen *et al.* 1998; Clausen & Holbeck 1998; Clausen *et al.* in prep.) – altså analyser af korrelationer i forekomsten af et ønsket naturindhold med bestemte landskabskarakteristikker (fx biototyper, areal, bredde, jordbund, etc.). I fravær af sådanne dokumenterede sandsynlige korrelationer kan man i stedet i første omgang bygge på '*fornuftige ræsonnementer*' eller '*almindelig erfaring*' (fx Reddersen, u-publ. data vedr. flora og dagsommerfugle i småbiotoper fra 'grønne gårdregnskaber' (Halberg *et al.* 1997)).

For terrestriske småbiototyper kunne en sådan indledende udpegning af sandsynlige velbevarede arealer tage udgangspunkt i foreløbige følgende tommelfingerregler (> står her for "*har større sandsynlighed for oprindeligt og bevaret naturindhold end*"):

- Gamle småbiotoper > Nyere småbiotoper
- §3-arealer > Øvrige arealer
- Brede småbiotoper > Smalle småbiotoper
- Sand- og kalkbund > Moderate-rige jordbundstyper
- Ekstrem hydrologi (tør, våd) > Moderat hydrologi
- Småbiotop uden kant til dyrket mark > Småbiotop med kun én kant til mark⁸ > Småbiotop med begge (alle) kanter til mark
- Småbiotoper med skærmende topografi/profil⁹ > Småbiotoper i niveau med eller lavere end mark

⁸ Fx kystskrænt, vejrabat, baneskråning, åbrink, søbred og skovbryn

⁹ Fx gravhøj, bakketop, kystskrænt, vej- og banegennemskæring

- Småbiotoper med drænende topografi (vandstress: fx gravhøje og stendiger samt hegn og græsdiger med hævet jordprofil) > Øvrige småbiotoper 'i niveau'

Hvor velbevarede arealer er store eller sammenhængende via velfungerende korridorer, handler bevaringen primært om friholdelse for negativ menneskelig forstyrrelse. Det drejer sig primært om sikring over for ændret arealudnyttelse, fx opdyrkning, og om friholdelse for negative direkte (drift) og indirekte (afdrift) miljøpåvirkninger af disse arealer - især med pesticider og gødningsstoffer.

Da langt de fleste dyr og planter fra gamle bevarede naturtyper har en lav spredningsevne og store habitatkrav, tillægger vi ikke spredningskorridorer væsentlig generel betydning i denne sammenhæng, med mindre sådanne 'korridorer' i sig selv har karakter af bevarede og velfungerende habitater (habitatkorridorer). Undtagelser kan naturligvis forekomme i visse tilfælde, hvor målet er prioriterede enkeltarter og ikke hele dyre- og plantesamfund.

Hvor velbevarede arealer er små og/eller isolerede har de lokale arters populationer formentlig en kritisk lav størrelse, der gør dem ekstra sårbare over for lokal uddøen - ofte blot ved tilfældig naturlig variation. Samtidig har små arealer et højt Rand:Areal-forhold, der ofte giver specielle problemer. Her bør man undersøge mulighederne for øgning af biotopens areal med udbygning af de velbevarede små kerneområder med suppleringsarealer, der lægger sig direkte opad disse. Når hidtil dyrkede arealer udlægges til helt nye udyrkede biotoper eller suppleringsbiotoper vil de være stærkt næringsstofberigede. Derfor vil en udpining fx med et par års høst af korn/rug uden gødskning kunne etablere et bedre udgangspunkt for en ønsket succession og indvandring af arter fra velbevarede naboarealer.

Ved udvælgelse af arealer til suppleringsbiotoper giver det sig selv at lokaliseringen må begrænse sig til naboarealer til velbevaret oprindelig natur. Både for supplerings- og helt nye biotoper vil det dog også ofte gælde, at lokaliseringen er afgørende for resultatet. Også her vil der formentlig kunne opstilles en række tommelfingerregler for gunstig lokalisering og anlægsmåde, der vil øge chancerne for at nå de prioriterede mål i forhold til tilfældig placering og anlæg med fokus på flg. aspekter:

- præcision i formål og ønsket resultat
- jordbundstype, hydrologi, topografi og eksponering
- arealstørrelse og form
- begrænsning af uønskede effekter fra naboarealer og generelle kilder
- nulstilling af areal i forhold til 'fortidens synder', fx udpining, ophør af dræn
- mulighed for succession henimod/indvandring af ønsket naturtype
- nødvendig drift eller plejetiltag.

Skema 4.1: Målsætninger og handlinger på halvkulturrealerne med forslag til prioriteret rækkefølge. De konkrete mål skal normalt opfyldes for at indfri de overordnede mål. Valget af handlinger skal derimod typisk baseres på vurdering af den konkrete situation.

Overordnede mål	Konkrete mål	Handling
Bevare oprindelige og værdifulde økosystemer med deres jordbund, hydrologi og karakteristiske artsindhold ud fra lokale/nationale/ internationale hensyn og planlægning	<ul style="list-style-type: none"> • Identifikation af velbevarede lokaliteter • Bevare deres biotiske og abiotiske karakter • Hindre omlægning o.a. uheldig drift • Hindre tilgroning • Begrænse skadelige virkninger fra naboarealer 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Få foretaget konsulentbaseret kortlægning og naturplejeplan på bedriften 2. Forhindre dræn, afvanding, mekanisk forstyrrelse 3. Sikre mod dir./indir. tilførsel af gødskning (inkl. ammoniak) 4. Sikre mod dir./indir. tilførsel af pesticider 5. Sikre mod om- og isåning 6. Sikre høslæt/græsning - moderat mht. intensitet og periode 7. Ophør/begrænsning af tilskudsfordring
Genopretning af oprindelige men naturmæssigt forringede biotoper	<ul style="list-style-type: none"> • Fremme karakteristisk naturindhold • Fri succession mod naturtype • Negativ næringsstofbalance 	<ol style="list-style-type: none"> 1-7 samt 8. Udpine jord mht. næringsstoffer 9. Genetablere naturlig hydrologi (åbne el. afregulere vandløb, afkoble dræn, etc.)
Udvide arealet af små oprindelige og/eller velbevarede biotoper, øge populationsstr. og mindske risiko for uddøen af værdifulde arter	<ul style="list-style-type: none"> • Sikre lokale populationer og fragmenterede populationer i netværk ud fra regionale mål og planlægning • Øge størrelse af levesteder 	<ol style="list-style-type: none"> 10. Omlægning, hvor potentialet er bedst mht. miljø og spredning/etablering af arter og sammenhæng mellem populationerne.
Bevare variation i og mellem arealer i rum og i tid	<ul style="list-style-type: none"> • Sikre lokale populationer og fragmenterede populationer i netværk • Naturlig succession i tid og rum som resulterer i (tilfældig) variation 	<ol style="list-style-type: none"> 11. Sikre bred lokal, regional og national repræsentation af jordbund, topografi, hydrologi, mikro- og makroklima, etc. 12. Sikre edafisk heterogenitet (fx uden kalkning) 13. Sikre hydrologisk heterogenitet (fx undlade at vedligeholde dræning)
Etablere supplerende nye biotoper - mindske sårbarhed	<ul style="list-style-type: none"> • Øge antallet (evt. i netværk) af levesteder, hvor det naturmæssige potentiale er bedst • Muligheder for genetisk udveksling • Sikre naturlig succession i forsk. stadier 	<ol style="list-style-type: none"> 1-13

Skema 4.2: Målsætninger og handlinger for småbiotoper med forslag til prioriteret rækkefølge. Her bør skemaet læses og fortolkes efter typen af småbiotoper, som er en meget heterogen kategori, fx hhv. tørre og våde linjeformede småbiotoper (læhegn, åbrinker) og tørre og våde arelle småbiotoper (vandhuller, gravhøje). Forskellen til skema 4.1 for halvkulturarealerne er moderat, men der er for småbiotoperne under mål 1 lagt mere vægt på at 'Begrænse skadelige virkninger fra naboarealer' end at 'Hindre tilgroning'.

Overordnede mål	Konkrete mål	Handling
Bevare oprindelige og værdifulde økosystemer med deres jordbund, hydrologi og karakteristiske artsindhold ud fra lokale/nationale/internationale hensyn og planlægning	<ul style="list-style-type: none"> • Identifikation af velbevarede lokaliteter • Bevare deres biotiske og abiotiske karakter • Hindre omlægning o.a. uheldig drift • Begrænse skadelige virkninger fra naboarealer • Hindre tilgroning 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Få foretaget konsulentbaseret kortlægning og naturplejeplan på bedriften 2. Standse dræn og afvanding i og omkring småbiotoper 3. Sikre mod dir./indir. tilførsel af gødsning (inkl. ammoniak) – fx bræmmer mod akvatiske/terrestriske biototyper 4. Sikre mod dir./indir. tilførsel af pesticider – fx bræmmer mod akv./terr. biototyper 5. Sikre mod mekanisk forstyrrelse/omlægning (fx reduktion af urter i hegnsfodpose, nye læhegn, placering af depoter mm.)
Genopretning af oprindelige men naturmæssigt forringede biotoper	<ul style="list-style-type: none"> • Fremme karakteristisk naturindhold • Fri succession mod naturtype • Negativ næringsstofbalance 	<ol style="list-style-type: none"> 1-5 samt 6. Udpine jord mht. næringsstoffer (Høste og fjerne biomasse) 7. Genetablere naturlig hydrologi (åbne eller afregulere vandløb, afkoble dræn, etc.)
Udvide arealet af små oprindelige og/eller velbevarede biotoper	<ul style="list-style-type: none"> • Sikre lokale populationer og fragmenterede populationer i netværk ud fra regionale mål og planlægning • Øge størrelse af levesteder 	<ol style="list-style-type: none"> 8. Omlægning, hvor potentialet er bedst mht. miljø og spredning/etablering af arter. 9. Naturvenlig fornyelse af læhegn 10. Sikre terrestriske småbiotoper regionalt som vigtige små ekstrahabitater eller habitatkorridorer 11. Sikre akvatiske småbiotoper som spredningskorridorer
Bevare variation i og mellem halvkulturarealer i rum og i tid	<ul style="list-style-type: none"> • Sikre lokale populationer og/eller fragmenterede populationer i netværk • Naturlig succession i tid og rum som resulterer i (tilfældig) variation 	<ol style="list-style-type: none"> 12. Sikre bred lokal, regional og national repræsentation af jordbund, topografi, hydrologi, mikro- og makroklima, etc. 13. Sikre hydrologisk heterogenitet (fx mindske dræning, mindre reg. af vandløb)
Etablere supplerende nye biotoper – mindske sårbarhed	<ul style="list-style-type: none"> • Øge antallet (evt. i netværk) af levesteder, hvor det naturmæssige potentiale er bedst • Muligheder for genetisk udveksling • Sikre naturlig succession i forskellige stadier 	<ol style="list-style-type: none"> 1-13 samt 14. Naturvenligt anlæg af nye læhegn 15. Naturvenligt anlæg af nye vandhuller

4.2 Dokumentation af handlingernes effekter - halvkulturarealer og småbiotoper

4.2.1 Sikre mod gødningstilførsel

Generelt er det veldokumenteret at NPK gødskning fremmer produktiviteten af plantevæksten i et område (det er jo derfor at man gør det). For naturforvaltningen giver det problemer, idet denne øgning i produktivitet, biomasse og højdevækst på arealerne uden for omdriften (flerårige urter) gavner nogle arter mere end andre (K-strateger på bekostning af S-strateger, Grime 1979; Hodgson 1995a-c).

I urtevegetationen har det givet et markant udslag i form af en lokal og national forarmning: De samme få og vidt udbredte konkurrencearter udkonkurrerer næsten overalt et stort antal af mindre almindelige og mere lokalt udbredte karakterarter for fx overdrev og enge (Bruun & Ejrnæs 1998, Larsen & Vikstrøm 1995, Hodgson 1986a-c).

Eutrofieringen har også negative effekter på den oprindelige fauna – ikke mindst, hvor specialiserede planteædende insekter er direkte afhængig af bestemte værtplanter og et lavt lysåbent vegetationsdække (Hodgson 1993, Stoltze 1996). Ikke mindst i Danmark, hvor mange dyrearter er tæt på nordgrænsen af deres udbredelsesområde, er meget af åbentlandsfaunaen afhængig af forekomsten af et varmt, tørt og lysåbent mikroklima (fx græshopper, myrer, småcikader, tæger, visse løbebiller, mange dagsommerfugle).

Normalt vil ophør af gødskning alene kun have en meget langsom positiv indvirkning på naturindholdet, da den økologiske inertie er stor især mht. fosfor og kalium men også mht. kvælstof på alt andet end de magreste jordbunde. Reelt kan de kun fjernes ved udvaskning (over meget lang tid afhængig af jordbundstype), afhøstning af biomasse, immobilisering (fx tørkestress eller fastere binding i jorden) eller denitrifikation (VMP II) – og kun hvor denne fjernelse af tilgængeligt begrænsende plantenæringsstof overstiger tilgangen.

Eutrofieringen forårsages dog også ofte af tab af kunstgødning (og næringsstoffer generelt) fra markerne ind i tilgrænsende småbiotoper og halvkulturarealer. På trods af at kantspredningsudstyr findes (Nielsen *et al.* 1999a) anskaffes og anvendes sådant udstyr næsten ikke. De negative effekter heraf på oprindelig flora er dokumenteret i talrige undersøgelser (fx Rew *et al.* 1992; Kleijn & Snoeiijing 1997). Dette problem er betydeligt i det danske landskab, hvor oprindelige halvkulturarealer og småbiotoper oftest forekommer som små arealer med højt Rand:Areal-forhold til omgivende marker.

For tilførsel af ammoniak via luften er effekterne afhængige af jordens øvrige næringsstofstatus, da P- og K-fattige jorder ikke nødvendigvis reagerer på ammoniak. Her vil fornuftig udbringning og opbevaring af gødning kunne begrænse problemerne. Generelt har vindretningen og afstanden afgørende betydning for depositionen, idet 20-60% af ammoniakken afsættes inden for 2 km fra kilden (Bak *et al.* 1999).

4.2.2 Sikre mod pesticidtilførsel

Den direkte anvendelse af herbicider, bl.a. mod mælkebøtter, på græsningsarealer er formentlig hyppigst på arealer, der i forvejen er omsåede med kulturgræsser. Hvor herbicidanvendelse har været praksis tidligere vil det være tilladt også fremover – også på §3-arealer – og da virkningen er rettet imod tokimbladede planter er effekten indlysende negativ for hovedparten af tokimbladede urter – og formentlig mere skadelig for flerårige sentblomstrende urter end for enårige tidligtblomstrende arter (fx vinterannuelle ukrudtsarter). Den direkte anvendelse af herbicider i småbiotoper er typisk rettet imod alm. kvik, burre-snerre eller ager-tidsel, men vi har ikke kendskab til omfanget af denne praksis. På begge arealtyper vil akut dosis i den enkelte direkte udsprøjtning normalt være højere end dosis ved afdrift fra naboarealer, der til gengæld må forventes at forekomme hyppigere – næsten årligt.

Ophør af anvendelsen af herbicider vil også have en betydeligt hurtigere virkning end ophør af gødskning, men effekten af pesticidfriholdelse er formentlig uhyre begrænset uden friholdelse for gødskning.

Afdrift af herbicider ind i tilgrænsende småbiotoper og halvkulturarealer og de negative effekter heraf på oprindelig flora er dokumenteret i talrige undersøgelser (fx Marrs *et al.* 1989a, 1989b, 1991, 1993, Nordbo *et al.* 1993, Kleijn & Snoeiijing 1997 og opsummeret i Nygaard *et al.* 1999; Bicheludvalget 1999). Afdrift af insekticider har betydeligt negative effekter på udvikling og overlevelse bl.a. vigtige insektgrupper såsom dagsommerfugle (Davis *et al.* 1993). Reduktion/ophør af sådanne naboeffekter fra markdriften ind i halvkulturarealer og småbiotoper er gennemgået under afsnit 4.2 vedr. sædskiftemarkerne, selvom disse anbefalinger kan anføres under begge biotopyper. Mens anbefalingerne i høj grad dikteres af de negative miljø- og natureffekter på arealerne uden for omdriften, vedrører problemet og dets løsning markdriften.

4.2.3 Sikre mod om- og isåning af kulturgræsser

Omsåning af fx eng- eller overdrevsarealer nulstiller så at sige successionen. Ofte kan der dog være tale om at man uden ompløjning isår højtydende kulturgræsser, der ikke har samme dramatiske effekt, men som alligevel i høj grad ændrer på konkurrenceforholdene til fordel for kulturarterne, og om-/isåning vil formentlig normalt følges op med gødskning og muligvis lejlighedsvis herbicidanvendelse.

De isåede græsser er typisk konkurrencearter, der trives bedst ved tilførsel af gødning. For overdrev forventes det at vare mindst 50-100 år at genetablere en slags 'naturlig' flora, mens visse arter sandsynligvis slet ikke genindvandrer efter udkonkurrering (Bruun & Ejrnæs 1998).

4.2.4 Ekstensivere/opgive drift

For at øge antallet/arealet eller genoprette forarmede eksisterende halvkulturarealer eller småbiotoper, skal nutidens drift ekstensiveres.

Driften må dog ikke ophøre totalt, da økosystemet derved drastisk kan ændre karakter ved at springe i højstauder, krat og skov. Hvordan det konkret skal gøres og resultaterne heraf afhænger af de lokale forudsætninger, potentialer og målsætninger – hvilken naturtype skal den konkrete genopretning rette sig imod - hede, overdrev, eng? Der findes dog en vis dokumentation for den udvikling man må forvente i Danmark for marker, hvor driften ophører (Mogensen *et al.* 1997, Degn 1998, Nygaard *et al.* 1999).

En negativ næringsstofbalance, udpining (se nedenfor), over en år-række vil på de fleste af sådanne arealer være en forudsætning for udviklingen af et varieret og karakteristisk lokalt naturindhold.

4.2.5 Udpining af næringsstoffer

Alle halvkulturarealer og småbiotoper er blevet tilført relativt store næringsmængder enten i form af direkte gødskning eller i form af forhøjet ammoniakbelastning gennem de seneste årtier (Bak *et al.* 1999). Den direkte gødskning virker naturligvis mest radikalt og direkte på arealerne hvor det udbringes, men den indirekte gødskning via ammoniak kan have stor effekt på såvel småbiotoper og halvkulturarealer. Det er oplagt at læhegn både i kraft af en stor overfladerude og nærhed til marker med udbringning af husdyrgødning vil få meget store mængder af ammoniak. I skovkanter er der således målt gennemdryp på $> 100 \text{ kg N ha}^{-1}\text{år}^{-1}$ (Beier & Gundersen 1989; Nielsen *et al.* 1999b) og tilsvarende mængder kan forventes i læhegn. Areelle småbiotoper og halvkulturarealer modtager generelt mindre mængder, men trods alt mængder, der for nogle naturtyper som overdrev alligevel er større end de forventede tålegrænser for naturtypen (Bak *et al.* 1999).

For at retablere 'gode' overdrev, næringsfattige enge og heder kræves således en udpining for at fremme de mest nøjsomme karakterarter. Empiriske og modelbaserede erfaringer med fjernelse af næringsstoffer gennem udvaskning og biomassefjernelse tyder på en meget langsom proces på alle andre end de mest sandede jorder – der er dog nogen usikkerhed omkring en skelnen mellem hvilke næringsstoffer, der er begrænsende (N,P-problematikken), og mellem tilgængelige og ikke-tilgængelige næringsstoffer.

Eutrofieringen skader sjældent nøjsomhedsplanterne i sig selv, men fortrinsvist via lyskonkurrencen fra højt voksende arter. Den langsomme udpining ved afhøstning af biomasse kan derfor i nogle tilfælde samtidig holde denne bortskygning i skak ved specielt at fjerne de højt voksende arters specielt højsiddende løv.

4.2.6 Sikre (hø)slet og/eller græsning og begrænse vinterfodring

Slåning og fjernelse af vegetation kan dels medvirke til at holde vegetationen træfri og dels fremme de mindre konkurrencetætte arter i fx engsamfund. Sikring af lysåbne forhold i en lav vegetation er en afgørende faktor heri. I en uslået engvegetation vil nogle arter udkonkurreres i løbet af få år, men andre kan konkurrere i et højstau-

samfund (Larsen & Vikstrøm 1995). En ekstensiv græsning kan i højere grad end høslæt medvirke til at fastholde og øge diversiteten og heterogeniteten af naturindholdet ved at skabe forskellige mikrohabitater fx ved tramp og fækalier, hvor nye individer/arter kan spire, ved at græsse ujævnt, og ved at tiltrække dyre- og fækalieafhængige insekter, fugle, svampe etc. Hvor gødsning har foranlediget en succession mod mere næringsstofpåvirket vegetation, kan græsning/slæt i det mindste udskyde udkonkurreringen af de lave, lyselskende nøjsomhedsarter.

Endvidere kan både græsning og høslæt i mange tilfælde medvirke til at fjerne næringsstoffer og dermed også på denne måde på længere sigt forbedre konkurrencebetingelserne for nøjsomhedsplanterne. I traditionelt husdyrhold har det fungeret sådan ("eng er agers moder" princippet). Om dette også gælder ved moderne husdyrhold og med nutidens næringsstoffdynamik kræver nærmere analyse og skal muligvis sikres gennem særlige bestemmelser. Diversiteten i urtevegetationen vil på næringsrige/gødskede arealer øges ved hård afgræsning i forhold til lav eller ingen græsning, mens diversiteten på næringsfattigere arealer vil reduceres ved hård græsning i forhold til moderat græsning (Olf & Ritchie 1998; Proulx & Mazumder 1998). Derfor kræves der under alle omstændigheder en vurdering af næringsstofstatus for arealet i forhold til græsningstrykket (jf. nedenfor "Ekstensiv græsning").

Tilskudsfordring bør undgås. Tilskudsfordring, fx i vinterhalvåret, medfører en indirekte næringsstofftilførsel og bør derfor undgås på halvkulturarealerne og i hvert fald på sådanne arealer, hvor der tilstræbes negativ næringsstofbalance med henblik på fremme af nøjsomhedsarterne.

Også i småbiotoperne bør det overvejes om forskellige metoder til afhøstning af biomasse kan modvirke tilgroning og sikre mere lysåbne forhold og måske endda medvirke til lavere næringsstofniveauer. Fjernelse af sådant afhøstet materiale må anbefales ved slet på enge såvel som i småbiotoper (inkl. vejkanter), jf. refs. cit. i Mogensen *et al.* (1997). Efterladt materiale kan beskadige underliggende vegetation og hindre nyetablering af planter fra frø, og muligvis også af hensyn til næringsstofbalancen. Ved problemer med bortskaffelse af store mængder våd/grøn biomasse kunne en form for lokal nyttiggørelse - fx til energiformål - undersøges. Eutrofiering fra gødningsudbringning, ammoniakdeposition og øvrigt atmosfæriske bidrag formentlig har været og stadig er en af de væsentligste faktorer i ændringer i de bevarede habitaters kvalitet. Derfor bør spørgsmålet om lysadgang og næringsstoffjernelse ved afgræsning og/eller slæt have meget høj prioritet, og der bør benyttes/udvikles former, der sikrer fjernelse af biomasse/næringsstoffer - evt. i stor skala og med forskellige former for lokal nyttiggørelse af sådanne tiltag, der er mere motiverede behov i naturplejen end i landbrugsdriften.

4.2.7 Kratrydning

Mange halvkulturarealer er i dag omfattet af §3 i Naturbeskyttelsesloven, som dog ikke er et værn mod tilgroning.

For halvkulturarealer er lysåbenhed en forudsætning for langt hovedparten af de karakteristiske organismer. Hvis en hede, en eng eller et overdrev er ved at springe i krat, er det væsentligt for disse naturtypers flora og fauna, at arealet holdes lysåbent enten ved en dertil egnet græsning og/eller mekanisk fjernelse af træer og buske. En tilgroning i krat eller skov må ganske vist under danske forhold siges at være naturlig. Det er imidlertid kritisk i dag, hvor nye lysåbne, næringsfattige biotoper af samme kvalitet ikke løbende opstår, hvorfor tilgroning bliver en trussel imod de fleste åbentlands-arters forekomst og udbredelse (Sørensen 1998).

4.2.8 Ekstensiv græsning (max-grænser for DE/ha)

For naturtyper, der er opstået, udviklet og tilpasset et vist moderat naturligt græsningstryk, vil det være nødvendigt at opretholde et 'passende' græsningstryk som led i at holde arealet lysåbent. Er arealet eutrofieret kan græsning også administreres med henblik på at medvirke til udpining af næringsstofpuljen – jo mere naturlig eller tilført næringsstof, jo større græsningstryk er der brug for og jo større græsningstryk kan arealet bære. De forskellige arter af græssere, kvæg, heste og får, har også forskellig præferens og dermed forskellig effekt på vegetationen. Tidspunktet for samt varighed og intensitet af græsningen spiller også betydeligt ind på vegetationen såvel som den tilknyttede insektfauna (jf. talrige refs. cit. i Mogensen *et al.* 1997).

Græsning og slæt giver akut en reduceret blomstring og frøsætning hos de fleste plantearter (refs. cit. i Mogensen *et al.* 1997) og en akut reduktion i mængde og diversitet af insektfaunaen og i en grad der stiger med græsningstrykket og med græsningsperioden vintergræsning < sommergræsning < helårsgræsning (Reddersen 1993 og refs. cit. heri). Forskellige forsøg har vist, at et meget højt græsningstryk giver mindre floristisk diversitet (Mogensen *et al.* 1997). Derfor anbefales en regulering af græsningstryk på et 'passende' niveau - angivet i DE/ha samt evt. reguleringer i græsningsperioden. Der er allerede betydelige erfaringer hermed i naturforvaltningen. I særdeleshed bør et hårdt græsningstryk over hele arealet på een gang undgås.

4.2.9 Sikring af min-bredde på småbiotoper

En god bredde på småbiotoperne, fx læhegnenes fodposer eller dyrkningsfri randzoner, er en forudsætning for at de kan fungere effektivt som en bufferzone mod direkte og indirekte tilførsel af pesticider og næringsstoffer (jf. afsnit 4.2) - i forhold til "sig selv" (Rand:Kerne forholdet i småbiotoper) – og i forhold til beskyttelsen af bagvedliggende natur- og halvkulturarealer. Mange småbiotoper er dog udsat for den modsatte proces, nemlig en gradvis indpløjning i marken – ligesom mange vejrabatter er stærkt klemte med vejudvidelser på den ene side og indpløjning fra den anden side.

Mange træklædte småbiotoper plejes ikke længere med beskæring. Derfor vokser de uhindret helt ud til markkanten og opsluger og bortskygger en "fodpose" – altså en mere eller mindre bred småbiotopkant med åben urtevegetation. Sikring af bredden på fodposen kan evt. bygges ind i dette punkt. En sikring (eller udvidelse) af

bredde af småbiotoper - også mod mekanisk forstyrrelse og indvandring af ukrudtsarter mm. - er en oplagt mulighed.

4.2.10 Gen-/Ny-etablering af flere træer/strukturer i landskabet

Af hensyn til bevarelse af velegnet mikroklima for landbrugsdriften vil det i hvert fald i mange egne af landet være nødvendigt at vedligeholde og udbygge læhegnsplantningen i landskabet. Hvorvidt dette øger naturindholdet kan diskuteres ud fra forskellige natursyn, men den agronomiske nytteværdi er veldokumenteret (Baldwin 1988; Kort 1988). En delvis retablering af offentlighedens adgang til landbrugslandet kan formentlig let bygges herind i - det indgår i det engelske Countryside Stewardship Scheme (CSS). Adgangsvejene er stærkt reducerede (Højring & Caspersen in prep.) og nye veje/stier kan øge bredden på eksisterende småbiotoper og især bidrage til at sikre lysåbne småbiotoper (jf. punkt ovenfor).

Nyanlæg af læhegn vil formodentlig ikke være rentabelt/interessant uden dybdepløjning og renholdelse, hvorved nye hegn sjældent opnår nogen stor naturmæssig betydning for kvaliteten ud over almindelige opportunistiske arter og jagtbart vildt. Desuden anlægges hegn på velgødskede jorder, der sjældent vil kunne udpines inden for en overskuelig årrække bl.a. pga. den stadige tilførsel - om ikke andet så fra atmosfærisk deposition.

Nye hegn er gode til læ og vildtpleje, og kan med de sidste årtiers trævalg give udgangspunkt for et rimeligt alsidigt fugleliv, både sommer og vinter, idet mange fuglearter reagerer mere på hegnene som struktur end på deres konkrete indhold af arter i træ- og urtelaget. Et rigt naturindhold, der ligner de gamle hegns natur, opretter vi dog slet ikke her på kort eller mellemlangt sigt - og slet ikke uden en ændring af de anvendte etableringsmetoder, før et hævet jordprofil, udpining og urtelaget også tilgodeses.

Der kunne således overvejes ordninger, hvor nye naturkvalitetskrav fremmes, såsom mekanisk renholdte plantninger, hævet jordprofil, bevarelse af oprindelig bundvegetation ved genplantning i gamle hegn og anvendelse af hjemmehørende arter og provenienser.

4.2.11 "Naturnær" læhegnsforyngelse

Både fornyelse og nyanlæg af læhegn foregår med dybdepløjning og efterfølgende kemisk eller mekanisk ukrudtsbekæmpelse. Denne praksis forhindrer afgørende bevarelse af et rigt og særegent naturindhold i sådanne småbiotoper, hvor det måtte forekomme.

Derfor bør der udvikles forskellige former for mere skånsom fornyelse. Af økonomiske hensyn kunne sådanne naturvenlige fornyelsesformer i første række udvikles og anbefales til prioriterede områder, men kunne måske på længere sigt have afsmittende virkning på den almene plantningspraksis. I dag tilbydes 'økologisk læhegnsplantning' som dog kun er den almindelige praksis men med mekanisk i stedet for kemisk vedligeholdelse. Forskellige muligheder kan overvejes, fx

- man nøjes med at give tilskud til mekanisk rensede læhegn med danske provenienser af hjemmehørende arter.
- nye erstatningshegn etableres 5-10 år før det gamle hegn fjernes, så den nye hegnsbiotop er veletableret med mulighed for indvandring af arter fra det gamle, før dette fjernes. I denne overgangsfase er arealet med småbiotoper altså øget.
- støtte etablering af nye læhegn på hævet og veldrænet jordprofil med bedre muligheder for lys- og varmekrævende plante- og dyrearter samt god overvintring af markinsekter (bl.a. skadedyrenes naturlige fjender).

4.2.12 Gen-/Ny-etablering af mergelgrave, vandhuller etc

Som led i at skabe flere levesteder for vandlevende organismer og vildtarter med tilknytning til vand kan (gen)etablering af vandhuller have stor værdi. Også her gælder det dog at fortid, lokalisering, udformning og vand- og omgivende miljø har afgørende indflydelse på hvilket biotisk og abiotisk naturindhold, der kan realiseres, og at et ønsket naturindhold ikke nødvendigvis følger. Mere præcise og lokalt prægede målsætninger kan formentlig hjælpe til at sikre mere konsekvente og målbare natureffekter. Dette er med betydeligt held forsøgt i amternes ret specifikke paddeprojekter (Skov- og Naturstyrelsen 1991, Hansen 1993). Mange steder vil vandhuller blive etableret på/ved eutrofieret jordbund, hvor der er meget stor risiko for en dårlig vandkvalitet og dermed et ringe naturindhold. Det vil være nyttigt at udvikle metoderne til udpegning og anlæg med henblik på at sikre en god lokalisering mht. hydrologi, rester af gammel frøpulje, mulighed for kolonisering fra eksisterende biotoper, der skal sikre både den ønskede miljøtilstand og indvandring af de arter eller plante- og dyresamfund, man ønsker at fremme.

4.2.13 Genetablering af edafisk heterogenitet (ingen jordbehandling, ingen kalk, ingen gødsning)

Geomorfologisk variation kan kun genetablers ved at udelade jordbehandling, kalkning og gødsning. På udvalgte arealer vil dette medføre, at naturlige jordbundsdannende processer som moropbygning, tørveopbygning, podsolering eller forsuring vil kunne finde sted. Dette er igen forudsætningen for at arter - tilpasset disse agronomisk set dårlige jorder - vil kunne (gen-)etableres.

4.2.14 Genetablering af hydrologisk heterogenitet (ophør af dræning, hævning af vandstand)

Genetablering af oprindelig hydrologi er under de danske nedbørsrige forhold primært genskabelse af mere våde arealer. Det er dokumenteret at dræning af lavbundsarealer medfører omsætning af tørvelagene og jordbunden derved kan sænkes helt op til 10 cm/år (Andersen 1998b). Derfor vil genetablering af den oprindelige vandbalance i et område kunne give mere variation i jordbundsudviklingen og vil dermed kunne medføre at naturlige jordbundsdannende processer som moropbygning, tørvedannelse, podsolering eller forsuring vil kunne finde sted. Det vil dog kunne tage århundreder at genopbygge tykke tørvelag, men det kan være forudsætningen for at arter

tilpasset disse agronomisk set dårlige jorder vil kunne (gen)etableres. Organismer tilknyttet vand vil dermed have forbedret mulighed for at leve i sådanne nye eller ændrede halvkulturarealer eller småbiotoper.

4.3 Målsætninger og handlinger for dyrkningsfladen

4.3.1 Genelle retningslinjer for mål og anbefalinger

Mange af nedenstående anbefalinger eller handlinger er i høj grad bestemt af det valgte sædskifte. Derfor er nogen af nedenstående handlinger 'indbyrdes afhængige' og bør ikke vurderes enkeltvis. Det skal endvidere fastslås, at det ikke er muligt at konkretisere den eksakte økologiske betydning af disse for nedbrydning, omsætning, næringsstofkredsløb etc.

Skema 4.3: Målsætninger og handlinger på dyrkningsfladen med forslag til prioriteret rækkefølge. De konkrete mål skal normalt opfyldes for at indfri de overordnede mål. Her vil handlingerne typisk være virksomme under de fleste forhold og effekten af det enkelte tiltag er kun i mindre grad afhængig af de øvrige – sammenlignet med anbefalingerne for småbiotoper og halvkulturarealer i skema 4.1 og 4.2 - undtagelse her er snarest pesticidanvendelsen samt, naturligt nok, "dyrkning uden naboeffekter" (nemlig til disse småbiotoper og halvkulturarealer).⁹⁾ Overordnet mål vedr. arealer uden for markerne, der imidlertid indebærer handlinger på selve dyrkningsfladen. Da selve målet vedrører arealer uden for omdriften kan de genfindes herunder, i skema 4.1 og 4.2, i lidt anden form og vedhæftet andre (kompenserende) handlinger.

Overordnede mål	Konkrete mål	Handlinger
Øge islættet af udyrkede arealer (udtagning fra landbrugsdriften) ⁵	<ul style="list-style-type: none"> • Sårbar og dårlig jord udtages først til halvkulturarealer og småbiotoper • Lokaliseres ved andre halvkulturarealer og småbiotoper 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Nye arealer til fri succession til skov, hede, eng, overdrev el. lign. 2. Nye arealer til forsumpning 3. Naturplejeplan koordineret med offentlig planlægning og rådgivning 4. Maksimal markstørrelser (ha) og begrænse yderligere marksammenlægninger
Dyrkning uden negative effekter på omgivelsernes natur og miljø ⁵	<ul style="list-style-type: none"> • Forhindre tab af næringsstoffer til luft og vand • Beskytte sårbar flora og fauna i nabobiotoper 	<ol style="list-style-type: none"> 5. Sprøjte- og gødningsfri randzoner 6. Anvendelse af kantspredningsudstyr til kunstgødning 7. Dyrkningsfri randzoner
Bevare og øge variationen og naturindholdet	<ul style="list-style-type: none"> • Minimum af mængde og variation af bunddækkevegetation • Øget lokal sædskiftevariation 	<ol style="list-style-type: none"> 8. Reducere behandlingshyppighed af pesticider 9. På anden måde tillade en vis mængde ukrudt 10. Udså under-/efterafgrøder 11. Øget variation i afgrødevalg og -type
Bevare og forbedre jordens frugtbarhed	<ul style="list-style-type: none"> • Sikre god porøsitet og krummestruktur • Omsætning af vand og næring • Forhindre erosion • Stabilisere og øge humusfraktion 	<ol style="list-style-type: none"> 12. Anvendelse af organisk jorddække og gødning 13. Ærteblomstrede (under-) afgrøder i sædskft. 14. Max 6 t akseltryk 15. Reduceret jordbehandling
Forbedre potentialet af biologisk kontrol	<ul style="list-style-type: none"> • Flere predatorer af insekter i marken 	4, 7, 8, 9, 10, 12, 15

Rapporten tager her igen primært udgangspunkt i et biologisk natursyn. For dyrkningsfladen parres det biologiske natursyn imidlertid med en mere funktionel vinkel, der inkluderer jordbundens og landskabets funktion og frugtbarhed i forhold til afgrøderne. Man kunne også kalde dette funktionelle syn for en langsigtet bæredygtig agromisk synsvinkel, og det må derfor forventes at være tættere på mange landmænds natursyn. Rapporten har ikke formået at afklare denne dobbelthed og uklarhed i natursynet mht. dyrkningsfladen, og det anbefales at sådanne afvejninger og kriterier for biologisk naturkvalitet på dyrkningsfladen afklares i nær fremtid.

I det nedenstående præsenteres dog en række tiltag, som dels er rimeligt veldokumenterede og hvor der er rimelige argumenter for en naturværdi - enten i forhold til markernes udyrkede nabobiotoper eller i forhold til marken selv, herunder jordens frugtbarhed. Der fokuseres på at dokumentere den biologiske 'naturværdi' i handlingerne og kun i mindre grad jordens kvalitet som dyrkningemedie, hvor der henvises til fx Elmholt & Axelsen (1999).

4.4 Dokumentation af handlingernes effekter - dyrkningsfladen

4.4.1 Sprøjtefri randzoner

Der er en klar dokumentation for øget arts- og individtæthed af ukrudt og insekter i sprøjtefri randzoner (Hald *et al.* 1989; Hald *et al.* 1994 samt mange især engelske ref. cit. heri). Øgningen gælder overvejende for relativt almindelige, opportunistiske markarter. En sprøjtefri randzone op til udyrkede arealer er den mest effektive udnyttelse af sprøjtefri arealer af tre grunde:

1. Vild flora og fauna er art- og individrigere i randzonen (ca. 3-9 m: Hald & Reddersen 1990; Reddersen 1997; Hald 1999b) end i resten af marken. Herved beskyttes fx størstedelen af tæge- og cikade-faunaen (Sotherton 1991; Hald *et al.* 1994)
2. Udbytte er ofte lavere her, hvorfor nettotabet ved sprøjtefri forhold er lavest i randzonen (Hald *et al.* 1994)
3. Sprøjtefri zoner udlagt her vil samtidigt tjene som en bufferzone i forhold til pesticidafdrift ind i de udyrkede naboarealer (jf. refs under småbiotopværn ovenfor).

Korttidseffekter af afdrift er dokumenteret for visse insektarter fra 2 og helt op til 24 m fra udsprøjtningen, og det forventes at langtidseffekter kan være større (Bicheludvalget 1999).

Der forventes en gunstig virkning på de tilstødende biotoper via buffervirkningen (jf. afsnit 4.1). Med hensyn til buffervirkningen for udyrkede naboarealer bør sprøjtefri randzoner være permanente. Ligeledes må en naturgevinst i høj grad bygge på urtevegetationen, hvorfor en permanent bufferzone mod pesticider (herbicider) må kobles til en permanent bufferzone mod gødningsstoffer. Kun sådan kan det sikres, at miljøgevinsten også kan sikre en naturgevinst mht. dyre- og plantesamfundene.

I visse afgrøder er sprøjtefri zoner uheldige eller umulige (Hald *et al.* 1994), hvorfor disse konflikter bør analyseres nærmere agronomisk med henblik på en løsning, der bedst muligt kan sikre begge hensyn. I dette lys bør man også analysere problemerne omkring lokaliseringen af bestemte afgrøder, der ofte udløser særlig bekæmpelse i de udyrkede nabobiotoper, specielt ved produktion af græs-, gulerods- og andet frø.

4.4.2 Gødningsfri randzoner

Gødningsfri randzoner har sin største berettigelse som en bufferzone i forhold til de tilstødende biotoper (for ammoniak se Bak *et al.* 1999, for 'gødskning af tilgrænsende udyrkede biotoper med centrifugal-spreader' jf. Kleijn & Snoeiijing 1997 samt refs. cit. heri). Denne effekt bør være permanent for at sikre beskyttelse og forbedring af naturindholdet, og er i øvrigt tæt forbundet med den samtidige sikring mod pesticidafdrift (jf. ovenfor). Mht. beskyttelsen af nabobiotoperne bør gødnings- og pesticidfri randzoner helst kobles sammen.

4.4.3 Pesticid-, gødnings- og dyrkningsfrie bræmmer langs udyrkede arealer

En variant af ovenstående anbefaling vil være et generelt krav om at reducere uønskede effekter af markdriften til nabobiotoper - såvel for pesticider, ammoniak, spredning, udvaskning og afløb af næringsstoffer, mekaniske skader og jorderosion. Bicheludvalgets rapport (Bicheludvalget 1999) anbefaler 12 m sprøjtefri zoner i agerlandet - primært langs akvatiske biotoper¹⁰ (emissionsaspektet), men derimod ikke op til terrestriske naturområder. Disse kan forventes at spille godt sammen med Vandløbslovens 2 m dyrkningsfri bræmmer langs målsatte vandløb. Udformning og evt. vedtagelse af både ny Pesticidhandlingsplan og en Ammoniakhandlingsplan vil naturligvis skulle integreres i sådanne overvejelser. Her vil det gøre en stor forskel, hvorvidt de primært retter sig mod det akvatiske miljø eller også mod terrestriske biotoper.

4.4.4 Ingen ammoniakudslip nær følsom natur (højmose, klithede, overdrev, nåleskove)

Bufferzone med 2 km radius til særligt følsomme naturområder vil kunne anbefales, hvorved den lokale ammoniakbelastning kan reduceres betragteligt (Lekkerkerk *et al.* 1995). Lignende forslag har flere gange tidligere været fremsat i Danmark (fx Hald 1998).

4.4.5 Reduktion i pesticidanvendelsen - hele markfladen

Der findes en overvældende mængde litteratur, der generelt dokumenterer de negative effekter af pesticider på markernes flora og insektfauna. En stor mængde litteratur herom er opsummeret i Reddersen (1998) og Løkke (1999).

¹⁰ Langs målsatte vandløb og vandhuller/søer > 100 m², hvilket kan resultere i 30-35.000 ha sprøjtefri bræmmer alene i omdriftsarealet

Naturligvis er effekterne afhængige af organismegruppe og pesticidets art og lokalt også en lang række andre forhold. Med hensyn til miljøproblemerne er der formentlig opnået betydelige gevinster med udfasning af gamle pesticider og nedsættelsen af de udbragte mængder aktivstoffer. Imidlertid er natureffekterne snarere afhængige af den biologiske effektivitet af pesticiderne, og den biologiske effektivitet er i høj grad opretholdt gennem indfasningen af de nye lavdosismidler og nye teknikker til maximering af effekten af de udbragte midler. Her bliver det således et stort problem, at behandlingshyppigheden slet ikke reduceret sammen med nedgangen i forbruget af mængde aktivstof.

Helt overordnet er der med nutidens midler, anvendelse og dosering

- meget betydelig reduktion af ukrudtets vækst, blomstring og frøsætning som direkte effekt af den udbredte herbicidanvendelse i næsten alle afgrøder
- betydelig reduktion i ikke-patogene bladsvampe som direkte effekt af den udbredte fungicidanvendelse især i kornafgrøder og kartofler
- betydelig reduktion af insektfaunaen som direkte effekt af en ganske vist mere spredt anvendelse i de fleste afgrøder
- meget stor reduktion i det meste af insektfaunaen, inkl. gode fuglefødeemner, som indirekte effekt af herbicidernes fjernelse af ukrudtslaget i afgrødebunden – både føde, skjul, mikroklima, mm.
- betydelig reduktion i en mindre gruppe af svampeædende insekter som indirekte effekt af fungicidernes reduktion af føderesourcen, ikke-patogene saprofytiske bladsvampe
- betydelig reduktion af nogle ganske få egentlige agerlandsfuglearter, primært sanglærke, agerhøne og fasan, som følge af pesticidernes reduktion i føderesourcerne, insekter i yngleperioden medio maj – medio juli.

Reduktion af pesticidanvendelsen kan være ønskelig alene ud fra en miljømæssig betragtning. Ud fra en naturmæssig betragtning er det arealmæssigt mest effektivt at satse på sprøjtefrie randzoner (jf. ovenfor). Hvis man vil satse på naturgevinsten ved nedsættelse af pesticidniveauet på dyrkningsfladen, er det reduktion i den biologiske aktivitet, der er afgørende (delvist rummet i indikatoren "behandlingshyppighed").

I almindelig reduktion af pesticidanvendelsen er der betydelige og øjeblikkelige gevinster. I forhold til normal dansk pesticidanvendelse i korn sås der straks ca. 40% flere individer og knapt 20% større artstæthed af insekter inden for samme år ved totalt ophør (Reddersen 1995) – men naturligvis med stor variation betinget af år, afgrødetype, lokalitet mm. Anvendelse af de dyrere mere specifikke midler vil også kunne være en gevinst – således vil svampemidler, der alene undertrykker patogene bladsvampe, formentlig ikke påvirke markens svampeædende insekter (Reddersen *et al.* 1998). Noget tilsvarende vil gælde for herbicider og insekticider. Alle såkaldt 'smalle midler' er dog ikke nødvendigvis så smalle endda, og fx kan smalle insekticider udmærket have betydeligt skadelige effekter på gruppen

af 'gode fuglefødeemner' (tæger, bladhvepselarver, mm) udover target-organismerne bladlus (Sotherton 1990).

4.4.6 Omlægning til økologisk jordbrug

Omlægning til økologisk jordbrug vil naturligvis ændre på mange forhold mht. miljøet og dermed naturindholdet på dyrkningsfladen og naboarealerne (jf. Elmholt & Axelsen 1999; Reddersen 1999). I disse rapporter er angivet en række anbefalinger med relativt veldokumenterede effekter på naturindholdet af omlægning til økologisk jordbrug. Her gives også anbefalinger til et økologisk jordbrug med øget beskyttelse af naturværdierne samt udpegning af de vigtigste videnhuller mht. disse problemstillinger. Under danske forhold er der ved økologisk drift påvist højere tætheder og artsdiversitet i forhold til konventionel markdrift for hhv. vilde planter inkl. ukrudt (Hald 1999b), insekter (Reddersen 1997) og fugle (Christensen *et al.* 1996).

Økologisk jordbrug vil tillige være en meget effektiv måde at sikre såvel dyrkningsfladen som småbiotoperne mod pesticider. Økologisk jordbrug vil formentlig også i betydelig grad fungere som sikring af småbiotoperne imod gødningstab (pga. andre gødningstyper og udbringningsformer) og af halvkulturarealerne mod gødskning (pga. prioriteringen ved de mindre gødningsmængder). Men derudover ændrer mange andre ting sig ved økologisk jordbrug, såsom mængden af organisk stof til omsætning i jorden, afgrøder og sædskiftet - inkl. øgning af ærteblomstrede afgrøder og/eller udlæg, efterafgrøder og balancen mellem vår- og vinterafgrøder og dermed mængden af stubmark (ofte m. kløver). Frekvensen af mekanisk ukrudtsbekæmpelse må forventes at øges og muligvis udvikles til høj effektivitet med mulighed for negative effekter på jordbundsfauna og enkelte agerlandsfuglearter som sanglærke og vibe.

4.4.7 Minimering af jordkomprimering

Tunge maskiner (>6 t akseltryk) komprimerer jordens porevolumen og skader de jordlevende organismer og kan fremme anaerobe forhold med denitrifikation (Håkansson & Reeder 1994, Schønning *et al.* 1999). Skaderne opstår både i de øverste "levende" jordlag og dybereliggende lag. Jordpakningen reducerer porevolumet og dermed pladsen til meso- og makrofaunaen, og kan i fugtige perioder medføre anaerobe forhold med denitrifikation og N-tab til følge. Resultatet er altså en hæmning af jordens optimale funktion og reduktion af frugtbarheden. Jordpakningens fysiske påvirkning af jorden vil - formentlig - også bevirke, at jorden bliver mere udsat for vanderosion, idet vandet vanskeligere vil trænge ned i porerne og overfladeafstrømningen derfor blive større.

4.4.8 Reduceret jordbehandling - type og frekvens

Jordbehandling foretages både for at forberede jorden til såning, indarbejde organisk materiale (fx møg, gylle) og ikke mindst for at bekæmpe ukrudt.

Jordbearbejdning påvirker de største jordlevende organismer mest og høj frekvens påvirker alle jordlevende organismer mere end lav frekvens (Wardle 1995). Noget lignende forventes at gælde for ukrudtsarterne og mængden af bundvegetation som helhed og dermed den tilhørende overjordiske insektfauna og fx de få egentlige agerlandsfugle.

4.4.9 Øget jorddække (levende eller dødt plantemateriale)

Jorddække giver et mere stabilt og mere fugtigt mikroklima som ret generelt fremmer tætheder og artsdiversitet af jordbundsflora- og fauna og af overjordiske faunagrupper (Reddersen *et al.* 1998, Elmholt & Axelsen 1999). De generelle effekter opnås formentlig i betydelig grad alene via graden af bunddække. For mange arter er derimod mindre vigtigt, om det er et ukrudts- eller et udlægsbunddække, og muligvis også, om det er levende (bundvegetation) eller dødt (mulching) materiale.

Den konkrete type af jorddække, levende eller dødt plantemateriale, og den eventuelle vegetations artssammensætning giver dog vidt forskellige muligheder for tilknyttede organismer i senere led i fødekæderne (Hald *et al.* 1994). Dødt materiale fremmer primært visse jordbundsarter, fx collemboler, rov- og løbebiller (Purvis & Curry 1984). Levende vegetation fremmer de samme grupper samt potentielt yderligere en lang række insektarter – alt efter ukrudtsvegetationens artssammensætning, udviklingsmuligheder (fx blomstring og frøsætning) og diversitet. En anbefaling af at efterlade en vis mængde ukrudt i afgrøder er en mulighed (fx dækningsgrad eller biomasseprocent). Hvor dette opnås ved reduceret dosering af herbicid, bør det dog nævnes at sublethale doseringer af i hvert fald en del herbicider ganske vist efterlader en vis biomasse ukrudt, men hvor individerne i endog betydelig grad er fysiologisk og anatomisk forandrede, så de ikke længere er egnede værtplanter for specialiserede planteædende insekter såsom pileurt-bladbillen på vej- og snerle-pileurt (Kjær & Elmegaard 1996) eller stængelminérende snudebiller og minérfluer på lugtløs kamille (Reddersen, unpubl. obs.).

4.4.10 Øget organisk indhold i jorden

Organisk indhold udgør et væsentligt fundament for arterne i den jordlevende nedbryderkæde og tilførslen af organisk gødning påvirker den underjordiske natur i landbrugsjorden (Elmholt & Axelsen 1999). Dette gælder såvel for mikrobiel aktivitet (Elmholt *et al.* 1997), og for meso- og makrofauna, såsom jordlevende insekter og spindlere (Elmholt & Axelsen 1999) og regnorme (Lee 1985, Edwards & Loftly 1977). Tilførsel af fast gødning og gylle øger også antallet af løbe- og rovbiller i den overjordiske fauna (Purvis & Curry 1984), og muligvis som indirekte effekt af forøgede fødemængder i øgningen af livet i jordbunden.

Man kan således forvente øgning i vigtige grupper som regnorme og collemboler. Disse grupper er netop bindeled mellem livet under og over jorden. Og disse grupper er netop mere aktive i efterår-vinterforår, hvor kun få overjordiske organismegrupper endnu er aktive.

Således bliver regnorme ofte et afgørende vinterfødeemne for en lang række fugle og pattedyr i det åbne land. Tilsvarende regnes collem-boler som afgørende fødeemner for overlevelsen af mange rovinsekter i det tidlige forår (fx løbe- og rovbiller), der senere kan være virksomme i reguleringen af skadevoldende insekter i afgrøderne.

4.4.11 Ejendomsgrænser skal være biotopsbærende (minimum bredde?)

Hovedparten (80%) af de bevarede lineære småbiotoper ligger i ejendomsgrænserne (Brandt 1994). En "naturlig" overgang mellem ejendomme og sikring af gamle småbiotoper kunne være at bevare eksisterende og oprette nye småbiotoper mellem ejendomme - selv hvis ejendomme bliver sammenlagt. Herved vil man kunne sikre et minimum af småbiotoper i landskabet og de dermed tilknyttede organismer og funktioner.

4.4.12 Anlæggelse af "beetle-banks"

Der eksisterer en del udenlandsk (Thomas *et al.* 1991; Holland & Thomas 1996; Collins *et al.* 1997) og dansk (Riedel 1991) litteratur, der dokumenterer og anbefaler at anlægge jorddiger til underopdeling af store markflader. Sådanne diger forøger bestandene af rov- og løbebiller o.a. insekter, der er aktive i naturlig regulering af skadedyr i markafgrøderne. Der anbefales etablering af en græs- og urtevegetation med stærkt islæt af tue- og rosetdannende flerårige arter, der giver den bedste beskyttelse under overvintringen. Der er belæg for at sådanne "beetle banks" på denne måde reducerer bladlusbestandene i en vis afstand ud fra det anlagte dige.

Ud fra miljø- og naturhensyn kan man således anbefale dem for deres gavnlige virkning for disse (ret almindelige) insekter og/eller deres sandsynlige reduktion af skadevoldere og dermed i insekticidspøjtningen (hvis denne udføres efter markmonitoring af behov). Ud fra et naturhensyn burde man nok undersøge mulighederne for at sådanne anlæg kunne spille en lidt bredere rolle mht. landbrugslandskabets naturindhold.

4.4.13 Planlægning og sammenhæng i indsatsen

I mange tilfælde vil konkret udpegning på alle administrative og arealmæssige niveauer være en fordel til at sikre målretning, koordinering, arealmæssig sammenhæng og dermed effektivitet i indsatsen. Det er især af betydning for biotoptyperne og naturindholdet uden for omdriften. Disse planlægnings- og rådgivningsmæssige aspekter gennemgås nedenfor i afsnit 5.7 og 5.8.

5 Landmandens muligheder for øgede naturhensyn

5.1 Indledning

Som nævnt i kapitel 1 bør forslag til en ekstra indsats for mere og bedre natur i landbrugslandet vurderes ud fra flere kriterier. Det skal tilstræbes, at de

- har en væsentlig, positiv effekt på naturværdier
- kan indgå i en kontrollerbar tilskudsordning
- for den enkelte landmand er arbejdsmæssigt realistisk og driftsmæssigt fornuftigt.

Det første kriterium vedr. den naturmæssige gevinst er behandlet i de foregående kapitler. I det følgende vil de foreslåede krav til naturindhold på landbrugsejendomme blive diskuteret i forhold til spørgsmålene om landbrugeres muligheder for at forstå og efterkomme kravene, hvilke incitamentersom kunne bruges til at fremme indfrielsen og myndighedernes muligheder for at kontrollere resultaterne/efterlevelsen af forslagene. Derimod vil vi ikke behandle spørgsmålene om hvilke tilskudsformer, som evt. kan anvendes i en kombination af landbrugs- og miljøpolitik.

5.2 Resultatmål vs. handlingsmål

Som beskrevet i kapitel 3 og 4 kan de biologiske naturmålsætninger formuleres som *effektmål/resultatmål* (fx antal nøjsomhedsarter i vegetationen på en biotop) eller som *handlingsmål*. Med handlingsmål menes her krav om, at landbrugeren gør en ekstra indsats via nogle *handlinger*, som *forventes* at have en gavnlig *effekt* – hvor denne forventning ideelt bør bygge på veldokumenterede empiriske eller eksperimentelle sammenhænge mellem handlingen og effekten. Det gælder fx forskellige handlinger med henblik på udpining af næringsstoffer på en given eng med den forventede effekt, at nøjsomhedsarter i vegetationen bliver beskyttet, fremmet eller får mulighed for at genindvandre. Det er relevant både fra et reguleringsmæssigt og et naturvidenskabeligt synspunkt at *kontrollere effekten* - altså om der så i det givne eksempel faktisk findes flere af de ønskede planter på den pågældende eng efter nogle år. Myndighederne vil naturligvis gerne vide, hvad man får for evt. tilskud. Desuden ville det derved være landbrugeren ansvar, at tiltagene reelt virkede og blev udført med tilstrækkelig omhyggelighed og uden snyd (Bowers 1999).

Imidlertid vil det ofte være uhensigtsmæssigt for både landbruger og kontrolmyndighed at formulere forslag til naturindsats som resultatmål af flere grunde:

- Effekten af reduceret dyrkningsmæssig påvirkning af en biotop eller et halvkulturareal vil ofte først vise sig efter en del år pga. økologisk inertie (se kapitel 3).
- Effekten af sådanne tiltag er desuden underlagt biologiske, klimatiske og edafiske forhold uden for landbrugerens kontrol – forhold der også i helt urørte naturlige økosystemer typisk kan betinge betydelige bestandssvingninger fra år til år. Derfor kan effekten af et ellers veludført tiltag udeblive (eller kan ikke måles pålideligt), uden at landbrugeren kan dadles derfor.
- Endelig vil en egentlig kontrol af resultatet være relativt dyrt, hvis målet har været at fremme fx antallet af vilde urter eller sommerfugle, eftersom dette ville kræve en uafhængig, grundig og i reglen højt kvalificeret overvågning i marken.

Derfor vil handlingsmål ofte være det mest realistiske med undtagelse af nogle få overordnede og grove resultatmål - som fx et krav om at udlægge en vis andel af arealet med småbiotoper. Ved sådanne grove mål vil den specifikke effekt på naturindholdet typisk være tilsvarende diffus og usikker.

Hvis forslagene bliver formuleret som handlingsmål må man til gengæld kunne dokumentere udførelsen heraf enten vha. resultatet (flere småbiotoper fx), gennem bilag eller ved notater a la gødningsplaner/sprøjtejournal/grønne regnskaber. Fx kan etablering af nye læhegn relativt let dokumenteres via regnskabsbilag eller satellitfotos. Derimod vil krav om etablering af en fodpose langs et dige eller en sprøjtefri randzone langs et hegn skulle kontrolleres ved kontrol på stedet. En ulempe ved en sådan kontrol kan være, at derved bliver de såkaldte transaktionsomkostninger (dvs. omkostninger til implementering og kontrol af et reguleringsredskab) formentlig relativt høje.

Bowers (1999) analyserer forskellige muligheder for at en offentlig myndighed kan regulere og beskytte private naturværdier (remnant vegetation) og samtidigt være sikre på at lodsejeren vedligeholder biotopen godt nok. Det konkluderes bl.a., at metoder som bygger på incitamenter er bedre til at beskytte naturværdier og halvkulturarealer mod irreversible ændringer end reguleringsformer, som bygger på sanktioner alene (herunder miljøafgifter). Det skyldes især, at det økonomiske udbytte ved ændret driftspraksis med kort varsel kan ændres, således at det for driftslederen kan betale sig at opgive den naturskånsomme drift og betale afgiften. De offentlige myndigheder vil ofte være længe om at opfatte og reagere på disse eksterne ændringer end lodsejeren (first mover problemet). Dertil kommer, at det som nævnt ovenfor ofte vil være vanskeligt for en myndighed at fastslå, om en tilstandsændring i en biotop reelt skyldes landbrugerens ændrede praksis eller er et udslag af naturgivne forhold (moral hazard problemet).

Bowers' opfordring til at bruge incitamenter til at sikre en bestemt tilstand eller naturskånsom drift harmonerer udmærket med de senere års brug af tilskudsordninger og aftaleformer mellem amter og landbrugere (MFO, SFL, MVJ -ordningerne). Disse bygger netop på, at landbrugeren kompenseres for tabt fortjeneste ved at følge be-

stemte krav til driften herunder at afholde sig fra ompløjning, gødskning og brug af pesticider. Imidlertid anbefaler Bowers at man, i tilfælde hvor irreversible ændringer kan ske hurtigt og hvor antallet af en bestemt type biotoper er kritisk lavt, yderligere sikrer sig mod first mover problemet ved at kræve at lodsejeren i god tid annoncerer planer om evt. ændringer i driften mod at opnå yderligere compensation. Dette løser dog ikke problemet med at sikre, at lodsejeren reelt opfylder betingelserne for at modtage støtten/kompensationen. Dette må stadig kontrolleres. Men fordelene ved incitamentsmetoden skulle være, at lodsejeren bærer en del af risikoen ved og ansvaret for at naturindholdet forringes uanset årsagerne. I forhold til nærværende problemstilling betyder dette formentlig også, at det bedste resultat opnås, hvis lodsejerne har en vis forståelse af hensigterne med de foreslåede tiltag til naturhensyn. Dette diskuteres i afsnit 5.4.

5.3 Vurdering af kravene fra en landbrugsmæssig synsvinkel

5.3.1 Halvkulturarealer, skema 4.1:

Forslagene om overgang til mindre intensiv anvendelse af engarealer bla. ophør af gødskning og omlægning kendes fra bla. de tidligere støtteordninger i Miljøfølsomme områder (MFO-ordningerne) og fra de eksisterende MVJ ordninger. Konsekvensen for landbrugeren afhænger især af, hvor stor en del af bedriftens foderforsyning, som kommer fra de involverede engområder samt udbyttetabet ved den mere ekstensive drift. Dette er formentligt oftest af en størrelse som kan kompenseres ved en kombination af øget foderindkøb og øget grovfoderavl på bedriftens sædskiftearealer, hvilket de hidtidige tilskud har skullet finansiere.

Imidlertid kan krav om ekstensivering af brugen af engarealer i visse tilfælde gøre det uinteressant for landbrugeren overhovedet at benytte arealet til græsning/høslæt, hvilket bør tages i betragtning i udformningen af aftalerne. Dette gælder især eventuelle krav om at hæve vandstanden, opgive dræning, afkorte græsningssæsonen mv. Oprettelse af bufferzoner omkring halvkulturarealer kunne muligvis involvere omdriftsarealer enten gennem tilplantning af hegn eller lign. eller ved indførelse af sprøjtefrie randzoner. Dette kan formentlig praktiseres uden urealistisk store konsekvenser, men dyrkningstab vil sikkert skulle kompenseres økonomisk.

5.3.2 Småbiotoper, skema 4.2:

Forslaget om at sikre småbiotoper mod tilførsel af pesticider og gødning kan implementeres med forskellige specifikke handlingsmål, formuleret som fx "krav" om økologisk dyrkning af de tilstødende marker, om (permanent?) sprøjtefrie zoner og om dyrkningsfrie striber langs småbiotoper.

Det kan i praksis godt lade sig gøre at begrænse afdrift ved udbringning af handels- og husdyrgødning ved iagttagelse af almindelige forsigtighedsregler og afstandshensyn eller anvendelse af kantspredningsudstyr. Derimod er det tvivlsomt om afdrift af små mængder

pesticider til småbiotoper helt kan undgås, såfremt der sprøjtes helt ud til markens kant. Derfor er det mest realistiske at aftale sprøjtefrie randzoner, hvilket formentlig også vil være acceptabelt med en vis økonomisk kompensation. Dette falder i tråd med Bichel-udvalgets forslag om 10-12 meter brede sprøjtefrie bræmmer langs målsatte vandløb og vandhuller større end 100 m².

En undtagelse er marker, som indgår i sædskifte med frøavl. Selv mindre mængder af specielle ukrudtsarter kan medføre kassation af frøpartier enten før eller efter høst. Etablering af permanente sprøjtefrie randzoner kan på denne måde begrænse sædskiftet – i hvert fald i randzonen – fx udelukke avl af visse frøafgrøder på marker i nærheden eller af roer, hvor udbyttetabet normalt vil være uacceptabelt stort. Roer kan dog sameksistere med permanente sprøjtefrie zoner ved at udlægge zonen som forager med korn, som i forvejen er praksis mange steder. Etablering af nye hegn ved siden af de gamle medfører dels et større arealforbrug til småbiotopen og dels den ulempe, at skellet med tiden vil blive flyttet og det gamle skel må opdyrkes, hvilket kan have økonomiske eller praktiske omkostninger. Især vil det have store omkostninger, hvis øgede arealer med småbiotoper og lignende giver landbrugeren problemer med at overholde harmoni-bestemmelserne, dvs. kravene om at der skal et vist minimumsareal til en given husdyrproduktion.

Et mere realistisk alternativ kunne være at udvikle mere naturvenlige metoder til fornyelse af eksisterende hegn, bl.a. med etablering af en højde på jordprofilet og hvor dele af den oprindelige urtevegetation bevares. Krav om, at træ- og urteveksten afhugges og fjernes fra småbiotoperne for at udpine jorden for næringsstoffer, har visse praktiske problemer. Forslaget er formentlig ikke umiddelbart let at overtale driftsledere til at følge med mindre der stilles ekstern arbejdskraft og maskinel til rådighed. Derfor bør en sådan indsats koncentreres på steder, hvor der biologisk set er et særligt potentiale.

5.4 Motivation og forståelse for naturværdier vs. obligatoriske krav

De foreslåede krav til fremme af naturværdier på landbrugsbedrifter kan principielt formuleres som hhv. krav, som alle landbrugere bør efterleve ('generelle og obligatoriske krav' fx som 'cross compliance') og som krav under frivillige (støtte-)ordninger ('specifikke og frivillige krav').

I de fleste tilfælde er det imidlertid sandsynligt, at en reel fremme af de ønskede mål kun vil ske, såfremt landbrugerne har forståelse for målene og de relevante midler (dvs. ordninger som bygger på incitamenter, som refereret i afsnit 5.2). Dette gælder naturligvis i overvejende grad for kvalitative mål, hvor resultaterne kan være meget vanskelige at kontrollere, fx en forøgelse af indholdet af sårbare arter i markskel. Hvor man fx ønsker i særlig grad at reducere gødnings- og pesticidafdriften til småbiotoper for at fremme nøjsomhedsarter i vegetationen vil det være vanskeligt at sikre dette, uden at landbrugeren spiller positivt med (fx kan en overskridelse af dette kun van-

skeligt konstateres sikkert senere). Ikke mindst derfor bør både målene og midlerne (kravene) formuleres således, at de giver mening for landbrugere, dvs. at de bagvedliggende kriterier og biologiske antagelser bliver forståelige (jf. kapitel 2).

Selvom naturkrav til landbrugsejendomme formuleres så de kan forstås af landbrugere, er det naturligvis ikke sikkert, at alle vil være enige i deres relevans og af sig selv efterleve reglerne. I det omfang, der bliver formuleret obligatoriske krav til landbrugsejendommens naturindhold (med eller uden kompensation eller som betingelse for generel støtte), må der derfor i tilknytning hertil findes relevante kontrolmuligheder. Og hvor frivillige ordninger indebærer mulighed for økonomisk tilskud, må der formentlig også indgå et kontrolelement i disse. I forbindelse med obligatoriske krav vil der være en risiko for at mange landmænd udvikler direkte modstand eller aversion over for kravene, uanset hvor godt de bagvedliggende mål måtte være forklaret. Derfor er det tvivlsomt, om man vil kunne fremme meget kvalitative mål med obligatoriske ordninger uden at transaktionsomkostningerne vil blive meget store. Obligatoriske krav vil derfor formentlig bedst kunne formuleres som strukturelle krav til fx mængden af udyrkede arealer mv.

Mere detaljerede krav eller mål for naturværdier kan formuleres i forbindelse med frivillige ordninger, hvor man kan forvente en vis grad af grundlæggende motivation fra landbrugeren. Imidlertid vil en del af sådanne mål kun kunne fremmes, hvis landbrugerne reelt spiller positivt med og forstår hvilke handlemuligheder, de har. Det gælder derfor om at formulere krav og ordninger, som giver mening for deltagerne og som kan indpasses i driftsledelsen sammen med de øvrige mål, den enkelte har. Dertil kommer naturligvis spørgsmålet om økonomiske kompensationer i form af enten direkte støtte eller muligheden for at opnå merpriser som følge af, at dokumenterede naturhensyn indgår som en del af en mærkningsordning (fx for økologisk produktion). I sådanne tilfælde lægges ansvaret for at efterleve målet om naturhensyn i højere grad på landbrugeren, som diskuteret i afsnit 5.1.

Forpagtningernes store omfang kan i den forbindelse udgøre et problem: Ca. 25 % af landbrugsarealet er under forpagtning og tendensen er stigende, hvorfor der ofte ikke er sammenfald mellem den, som driver jorden, og den, som ejer den. Dette har betydning ved formulering af krav og aftaler, som har til hensigt at gavne langsigtede mål gennem fx beskyttelse eller nyetablering af biotoper, men som evt. kan modvirkes af en forpagters daglige driftspraksis. Der bør derfor i evt. ordninger indgå krav om, at disse inddrages i forpagtningssaftaler.

5.5 Afprøvning af indikatorer for naturkvalitet på private bedrifter

I projektet *Driftsledelse i forhold til natur- og miljøværdier* under Forskningscenter for økologisk jordbrug (FØJO) afprøves forskellige indikatorer for naturkvalitet på økologiske bedrifter.

Bl.a. blev der foretaget en botanisk beskrivelse af en del af bedrifternes småbiotoper (Gramstrup 1998). De observerede urter blev opdelt i klasser efter økologiske typer og tildelt points efter deres følsomhed for landbrugsmæssig påvirkning (se også kapitel 3). Således blev de stresstolerante arter tildelt +2 points (typisk flerårige arter hjemmehørende på arealer uden for omdriften og som er sårbare og forsvinder ved intensiv mekanisk forstyrrelse, eutrofiering og herbicidbelastning). Derudover blev der registreret sommerfugle, hvor de sårbare, lavmobile arter blev tildelt højest værdi, som det fremgår af tabel 5.1. Disse observationer blev indtegnet på bedriftens markkort.

Tabel 5.1: Eksempel på opgørelse af naturværdier på økologisk kvæggård fremlagt til aflæggelse og diskussion af Etisk Regnskab for Husdyrbedrifter i året 1997/98.

Parameter	Brugnr. 13-8	Niveau i fh.t. gns. (8 brug)
<i>Urter i småbiotoper:</i>		
(a) Antal småbiotoper undersøgt (i alt)	18	-0,4
(b) Antal arter (i alt), høj værdi	3	-9,5
(c) Antal arter (i alt), jævn værdi	41	-9,5
<i>Urter i småbiotoper:</i>		
(d) Gns. antal arter pr. småbiotop, høj værdi	0,2	-0,8
(e) Gns. antal arter pr. småbiotop, jævn værdi	7,7	-2,2
(f) Gns. antal arter pr. småbiotop, negativ værdi	6,0	+0,8
<i>Lavmobile dagsommerfugle i småbiotoper:</i>		
(g) Antal km småbiotoper gennemgået (i alt)	5,4	+0,4
(h) Antal arter set i alt, bruget	10	-0,4
(i) Antal arter set i alt pr. småbiotop	2,8	+0,1
(j) Antal individer set pr. 100 m småbiotop	7,5	+1,2

Gennemgang:

- Antallet af undersøgte småbiotoper var nær gennemsnitlig (a,g).
- Antallet af værdifulde plantearter var meget under gennemsnit - for hele bruget (b,c) såvel som gns. pr. småbiotop (d,e). Tilsvarende var antallet af plantearter af negativ værdi lidt over gns. (f).
- Antallet af sommerfuglearter var omkring gns. (h,i) og individantallet var faktisk over gns. (j).

Vurdering:

- Småbiotoperne er få, smalle og ligger hovedsageligt i udkanten af arealerne (mod konventionel nabo eller vej).
- Småbiotoperne har generelt et ret lavt naturindhold - skuffende lavt langs de ældste marker trods de mange års økologisk drift. De pæne værdier for sommerfugles individantal beror især på få gode småbiotoper omkring mark 12. Her er græsningstrykket dog for højt til at realisere potentialet for forekomst og reproduktion af dagsommerfugle.
- Bruget har både mht. planter og sommerfugle et stort langsigtet potentiale via nærhed til de rige og særegne, kystnære naturområder.
- For planterne er de bedste steder pt. ofte småbiotoper langs vej samt den permanente eng i mark 12, hvor de var beskyttede mod tidligere konventionel drift fra en eller begge sider.
- Etablering af tilsvarende permanent græsningsareal i bunden af markerne 2 og 3.2 kunne med tiden udvikle sig gunstigt. Normalt vil naturindholdet kunne forbedres vha. en åbning for lys samt en vis udpining mht. næringsstoffer i småbiotoperne - fx via en lejlighedsvis og moderat afgræsning/slæt helt ind i småbiotoperne. Nogle småbiotoper måtte gerne blive bredere.

Denne kortlægning af hvilke områder på bedriften, som fra et naturbeskyttelsessynspunkt er særligt værdifulde, gav i flere tilfælde et godt udgangspunkt for en dialog med jordbrugeren om mulighederne for at bevare disse småbiotoper. Bl.a. viste det sig, at der er et behov for at øge landmandens forståelse for forskellen mellem at bevare gamle biotoper med en stor variation af ikke-tolerante/sårbare arter (fx et stendige) og etableringen af nye biotoper (fx 6-rækkede læhegn) på næringsrig jord.

Evaluering af brugen af disse naturindikatorer samt erfaringer fra Etisk Regnskab for Husdyrbrug (Sørensen *et al.* 1998) viser blandt andet, at det for en del af landbrugerne har været med til at nuancere deres syn på naturværdier. Indikatorerne har desuden for nogle af de økologiske landbrugere indgået som et redskab til at iagttage disse naturkvaliteter og gøre det muligt at tale om dette ellers abstrakte emne ('italesætte naturværdier'). Andre økologiske landbrugere giver udtryk for skepsis over for de udvalgte indikatorer, enten fordi de ikke udtrykker deres forståelse af naturkvalitet, eller fordi de giver et forenklet billede af naturkvalitet. Men i alle tilfælde synes disse indikatorer at udgøre et brugbart udgangspunkt for at diskutere hvad naturkvalitet er, og hvordan man som landmand kan forholde sig til denne naturkvalitet.

5.6 Landbrugernes motivation og natursyn

Evaluering af landbrugernes holdning til indikatorerne i Etisk Regnskab viste også, at landmænd har en ofte meget engageret naturopfattelse, der udspringer af den daglige omgang med naturgrundlaget og af den produktionsmæssige afhængighed af denne natur. Dette stemmer overens med tidligere undersøgelser af udbredning af korridorer i landskabet (Just *et al.* 1996): I Århus Amt havde man succes med at besøge landbrugere i en ådal individuelt for at forklare idéen med en grøn korridor, som også omfattede netop deres engarealer.

Mange landmænd giver udtryk for en opfattelse af, at deres naturopfattelse er lige så gyldig som den, de støder på via reguleringen. En konstruktiv dialog om sikring af naturkvalitet må således ikke kun tage udgangspunkt i en biologisk naturopfattelse – fx rødlistor og handlingsplaner til sikring af biologisk mangfoldighed – men også i landmandens naturopfattelse. Krav udefra om (forud-) bestemt adfærd i forhold til naturværdier opfattes af en del landmænd som en bedrøvelsende indblanding i landmandens handlefrihed, og mødes dermed med stor skepsis (Just *et al.* 1996). Den enkelte landmands handlinger i forhold til småbiotoper kan langt fra forstås alene ud fra et bedriftsøkonomisk perspektiv.

Dette gælder fx fjernelsen af naturelementer, der ofte er bekostelig i forhold til den økonomiske gevinst ved fjernelse. Sådanne tiltag begrundes ofte af landmænd med argumenter om øget rationalitet (fx at det passer bedre til de store maskiner). Det er dog reelt tvivlsomt om sådan en gevinst ud over en markstørrelse på godt 5 ha. kan eftervises tidsmæssigt eller økonomisk eller om disse forventede stordriftsfordele ikke er overdrevne. Det er derfor sandsynligt, at landskabs-

æstetiske argumenter ("det ser godt ud med de store marker") spiller en stor rolle for beslutninger om at nedlægge udyrkede småbiotoper.

Det samme gælder for etablering/reetablering af nye læhegn, vildtremiser og vandhuller, der ganske vist ofte er knyttet til jagtinteresser og anlægges i dårligt arronderede hjørner af marken, men som også anlægges af andre og mere rekreative og æstetiske hensyn. Dette giver grund til at tro, at også mere æstetiske argumenter for bevarelse af naturværdier (fx ønsket om områder med vild natur, jf. kapitel 2) kan indgå i en dialog mellem landbrugere og andre.

Det er også vigtigt at bemærke den store bevægelse, der er i landmændenes naturopfattelse og omgang med naturen. En undersøgelse blandt samtlige økologiske landbrugere omlagt efter 1994 viser, at langt størstedelen af disse landmænd lægger vægt på, at kulturlandskabet skal være en positiv del af naturen og at det er noget, de søger at tage hensyn til på deres egen bedrift (Noe & Halberg *in prep.*). I undersøgelsen giver 2/3 af de ca. 400 landmænd udtryk for, at de kunne være interesserede i at inddrage et redskab som etisk regnskab til at inddrage miljø- og naturaspekter mere i de driftsledelsesmæssige overvejelser.

I "Godt landmandskab år 2000" er der formuleret lignende målsætninger om at tage hensyn til natur og landskab for konventionelle landbrugere. Det vides ikke pt. hvor mange af disse, som reelt tillægger dette betydning, men på baggrund af erfaringerne med etisk regnskab og korridorprojektet (nævnt ovenfor) tyder noget på, at dette også er udbredt blandt konventionelle landbrugere.

Ud fra interviews med de deltagende landbrugere har det vist sig, at disse ofte har haft deres eget mere eller mindre bevidste natursyn, som giver sig udslag i handlinger på bedriften. Det er derfor ikke basalt set i konflikt med landbrugeres virkelighedsopfattelse og værdiorientering at inddrage naturværdier i driftsledelsen. Derimod er det sjældent oplagt for landbrugerne, hvorfor netop biologernes natursyn skulle være det rigtige eller det autoritative. Undersøgelserne tyder således på, at mange landmænd er motiverede for at inddrage natursyn, men at dialogen om, hvordan disse hensyn tages, også bør tage udgangspunkt i landmandens natursyn og naturforståelse og ikke kun i en biologisk naturopfattelse. Hvis målet er, at landmanden respekterer den biologiske faglighed og naturopfattelse og tager hensyn til dens ønsker om mere og bedre natur i landbrugslandet, er det derfor vigtigt at styrke grundlaget for dialog. Dette gælder også mht. at inddrage ønsker om adgang til naturoplevelser hos dele af bybefolkningen.

5.7 Konsulentordninger og brugen af indikatorer

På baggrund af ovenstående er det således meget vigtigt at formidle de værdimæssige antagelser bag biologernes udpegning af naturmæssigt særlige interessante arter, biotoper etc. Det vil sige at biologerne og myndigheder må over for landbrugeren kunne redegøre klart for, hvorfor de anser bestemte lokaliteter og arter for mere vær-

difulde, beskyttelsestrængende og støtteværdige end andre – dette er netop årsagen til den grundige diskussion af forskellig naturetik og det biologiske natursyns prioriteringer i kapitel 2-3.

Såfremt man ønsker at inddrage jordbrugerens motivation for af egen drift at inddrage naturhensyn i driftsledelsen, kunne det være vigtigt at udvikle et sæt af indikatorer, som både giver mening (dvs. er forståelige og repræsenterer noget vigtigt) både for landbrugeren og for de eksterne interessenter, biologer, myndigheder, bybefolkningen m.fl. Dette var den grundlæggende idé i udviklingen af "Etisk regnskab for husdyrbrug" (for nærmere beskrivelse, jf. Sørensen *et al.* 1998), og det efterfølgende arbejde med at videreudvikle indikatorerne for naturværdi i driftsledelsesprojektet (Halberg *et al.* 1997).

Det har imidlertid vist sig vanskeligt at udvikle et relativt simpelt sæt indikatorer, som ikke er omkostningstunge at måle/beregne. Der må formentlig her tænkes i helt nye baner. Man bør således overveje muligheden af at inddrage lokale naturinteresserede i en slags konsulentordning i samspil med offentlige eller andre institutioner.

5.7.1 Konsulentordninger

Mange af de omtalte målsætninger for øget hensyntagen til naturværdier fremmes som nævnt bedst, hvis landbrugerne er motiveret herfor, og ved hvad de kan gøre. Derfor er det interessant at overveje, hvordan landbrugerne kan oparbejde en sådan viden og motivation. Samtidigt er der formentlig stor forskel mellem både landsdele og de enkelte bedrifter med hensyn til mulighederne for at fremme naturværdier, både i omfang og hvad angår biotop-typer, arter mv. Der er derfor et behov for at udvikle redskaber, som sætter den enkelte jordbruger i stand til at klargøre, hvad der er relevante hensyn og mål på en given ejendom, og hvordan disse kan fremmes.

Det bør derfor overvejes, hvordan man kan videreudvikle landbrugets traditionelle rådgivning og fremme samarbejdet mellem konsulenterne og fagfolk i amter/kommuner. Således har Landbrugets Rådgivningscenter (Nielsen *et al.* 1999a) udgivet en pjece med forslag om at tage hensyn til landbrugslandskabet, der i høj grad bygger på det samme biologiske natursyn som denne rapport.

Dette kan lede til forslag om udarbejdelse af en "manual" med mål og metoder for en konsulentordning, fx hvor bedriften gennemgås af lokale naturkyndige sparringspartnere (specialuddannede landbrugskonsulenter, lokale natursagkyndige, el.lign.) samt evt. myndighedsrepræsentanter. Herigennem identificeres de områder på ejendommen, hvor der findes naturværdier, som bør sikres eller fremmes og der fremsættes idéer til justeringer i driften eller til helt nye tiltag. Dette forslag svarer til indholdet i skema 4.1 og 4.2. Inden besøget foretages bør alt tilgængeligt materiale fra landmænd, konsulenter og de forskellige offentlige myndigheder fremskaffes og opsamles på kort. Heraf bør kendte forhold mht. arealanvendelsen på arealer i og uden for omdriften (inkl. fredninger, §3-status, målsatte vandløb, grundvandsbeskyttelse, regionsplanstatus og SFL-status samt igangværende landskabsøkologiske tiltag i området) fremgå

sammen med øvrige naturgivne forhold (hydrologi, geologi, topografi, og evt. øvrige tilgængelige oplysninger om naturstatus).

Med denne forberedelse besøges ejendommen og den gennemgås sammen med landmanden. Herefter udarbejdes et forslag til, hvilke lokaliteter eller biotoper, som er særligt interessante fra et nærmere specificeret naturforvaltningsmæssigt synspunkt. På dette grundlag kunne man evt. udarbejde en slags længerevarende kontrakt med lokale og regionale myndigheder om varetagelse af bestemte hensyn mod en årlig kompensation. Man kunne tillige forestille sig en samlet planlægning for hele ejendommen, således at også natur- og miljøhensyn, kulturhistoriske hensyn m.v. indgik i den samlede driftsplan. Denne idé har været afprøvet på fire danske godser (Skov- og Naturstyrelsen 1988) og ligger også bag en obligatorisk del af miljøstøtteordningerne i Irland¹¹. Alle disse hensyn kunne på længere sigt eventuelt indarbejdes som led i aflæggelse af et grønt regnskab.

En lignende tilgang har været afprøvet i nogle amter i forbindelse med landskabsøkologiske tiltag, såsom at koordinere etablering og vedligehold af våde biotoper til fremme af padder (Skov- og Naturstyrelsen 1991; Hansen 1993).

I de første eksempler er der tale om helhedsorienterede planer på enkelt bedrifter. I det sidste eksempel, samt i det ovenfor omtalte korridorprojekt i Århus Amt, indgik en række bedrifter i forhold til et overordnet mål. Til gengæld indgik kun enkelte arealer og aspekter af bedrifternes naturværdier i denne overordnede plan. Der kunne således være behov for at udvikle en metode, som kan koble disse to tilgange. Dette er bl.a. forsøgt i England (Ovenden *et al.* 1998), hvilket beskrives nedenfor.

5.7.2 Brug af indikatorer

Som et alternativ til brugen af rådgivere og fremme af dialog med landbrugerne kunne man muligvis formulere en række ensartede og kontrollerbare kriterier, som hver især gav nogle points for god naturværdi eller god praksis areal for areal og mark for mark. Disse points kunne derefter danne baggrund for beregning af tilskudsbeløb til den enkelte landbruger.

Et sådant system er foreslået i Østrig under betegnelsen "*Modell Ökopunkte*" (Mayrhofer & Schawerda 1991). Her indgår såvel naturskånksom markdrift, pleje af halvkulturarealer, markstørrelse og mængden af småbiotoper indgår i en vægtning ved beregning af antal points. Opgørelsen er uhyre detaljeret med beregninger af gødningsmængder (udbragt og fra husdyr på græs), græsningstryk på hhv. "naturenge" og "kulturenge", sædskiftevariationen og dets specifikke sammensætning, jorrdækning, pesticidanvendelsen. Der angives formler

¹¹ . I Irland kan landbrugere vælge frivilligt at tilslutte sig *the Rural Environment Protection Scheme (REPS)*, som svarer til de danske Miljøvenlige Jordbrugsforanstaltninger (MVJ-ordningen) og dermed delvist er finansieret af EU-midler. Til forskel fra MVJ-ordningen skal de landbrugere, som tilslutter sig REPS, udarbejde en (obligatorisk) samlet plan for hele bedriften, hvilket der gives tilskud til.

til sammenregning og korrektionstabeller for forskellige husdyrs gødningsbidrag.

Der ligger i denne model nogle eksakte kvantitative vægtninger, som imidlertid er af meget generel art og ret løst begrundede. Således vægter modellen en jævn fordeling af småbiotoperne ind imellem de dyrkede (små) marker højere end den samme mængde areal samlet på et-få steder. Her er argumentet alene den agronomiske nytteværdi af småbiotoperne – her tales om, at den 'økologiske rækkevidde eller virkningsbredde af landskabelementer i forhold til dyrkningsfladen er max. 100-200 m'. Basisniveauet for markfladerne er 2-3% "landskabelementer" til hver ha (ikke i gns. men faktisk til hver ha!) og i dette tilfælde er den landskabsøkologiske korrektion af markdriftens points neutral ($\times 1.0$). Ved underskud af "landskabelementer" kan markdriftens points blive korrigeret ned til det halve ($\times 0.5$), men omvendt maksimalt blive korrigeret op til det 6-dobbelte ($\times 6.0$).

Systemet er som sagt meget detaljeret, men pointen angives at være, at det kun opgøres fuldstændigt ved start - dette er så den pågældende bedrifts/lokalområdes basisniveau. Herefter ajourføres opgørelsen alene med henblik på lokale ændringer i drift og landskab, sådan at enhver øgning i det samlede pointtal præmieres - uanset om det er fra et lavt eller et højt udgangspunkt. Der indgår ingen konkrete vurderinger af den faktiske naturkvalitet og naturindhold. Det er en pudsige pointe, at dette system i sidste ende byggede på en opgørelse og afregning i forhold til hele lokalområdet, og at dette ikke mindst skyldtes, at man på denne måde regnede med, at landmændene som gruppe øvede såvel social selvforvaltning og selvkontrol. "Natur endet jo auch nicht an einzelnen Grundstücksgrenzen." (Mayrhofer & Schawerder, 1991) har således en dobbelt betydning – både naturen som sådan og administrationen og kontrol af naturen.

Der er ikke siden (1991) publiceret noget om videre praktiske erfaringer med dette system. Det har ikke været muligt at finde andre eksempler på brug af specifikke indikatorer for naturkvalitet som baggrund for tilskudsordninger i landbruget. Det er som nævnt tvivlsomt om man vil kunne udpege generelle krav til naturkvalitet på tværs af de geografiske forskelle i Danmark. Der vil være behov for målsætninger og referencegrundlag, som er specifikke for bestemte jordtyper, klima, topografi og andre geografiske forhold.

5.7.3 Koordineret indsats

På baggrund af ovenstående er der behov for at kombinere brugen af nogle overordnede kriterier og indikatorer for naturkvalitet med en lokal proces, hvor dette konkretiseres og udmøntes på ejendomsniveau. En sådan koordineret indsats vil formentlig være gavnlig, både mht. målopfyldelse, effektivitet og kommunikation, også selvom den ikke straks gennemføres på alle niveauer. Amternes regionplanlægning og udmøntningen heraf tager i en vis udstrækning disse overordnede hensyn (Andersen 1998a). Denne koordinering kunne forbedres i udviklingen af procedurer, hvor landbrugets organisationer og rådgivende organer (Landbrugets Rådgivningscenter) indgik i denne planlægning. Denne målretning, prioritering, koordinering og

planlægning bør i princippet foregå samtidigt på alle arealskalaniveauer – internationalt, nationalt, amtsligt, kommunalt samt på bedriftsniveau.

I England har MAFF (Ministry of Agriculture, Food and Fisheries) således udviklet støttesystemer inden for ordningerne ESA (Environmental Sensitive Areal) og CSS/ASS (Countryside/Arable Stewardship Scheme). Her har nationale biodiversitetsudvalg opstillet nationale prioriteringer og videre herudfra - for hver naturtype - udpeget de regioner, der kan bidrage til at understøtte disse generelle naturtyper samt specifikt prioriterede arter/organismegrupper herunder. Dette har så dannet udgangspunkt for den regionale udmøntning af lokale målsætninger, der her styrer forslag, udpegning og godkendelse af biodiversitetsunderstøttende tiltag på bedrifterne (Ovenden *et al.* 1998). Herudfra spiller de lokale myndigheder og rådgivning en opsøgende rolle.

Tilmed er der planlagt et program til undersøgelse og dokumentation for den generelle effekt af en sådan bedriftsbaseret rådgivning. Her er udvalgt to store grupper af bedrifter i et undersøgelsesområde, der hhv. modtager og ikke modtager rådgivning og støtte med henblik på naturunderstøttende tiltag. Efterfølgende sammenlignes disse to grupper mht. status og udvikling for en række udvalgte organismer og indikatorer.

5.8 Områder med særlige naturinteresser

For at sikre fristeder for agerlandets vilde dyr og planter er det som nævnt i kapitel 3 og 4 vigtigt at bevare de eksisterende lokaliteter med specielle edafiske, hydrologiske og biologiske forhold samt evt. at etablere nye småbiotoper i landbrugslandskabet. Det foreslås, at dette især kan ske i områder med marginaljorde, herunder jorde, hvor næringsstofferne hurtigt udvaskes (såkaldt "naturligt lav næringsstofstatus"), således at de tilhørende naturtyper med lokale puljer af nøjsomhedsarter og dyr især kan fremmes. Som eksempler kan nævnes sandjordsegne, ådale, afvandede og pumpede arealer 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).

I forbindelse med regionplanlægningen er amterne blevet pålagt at udpege områder med naturværdier og økologiske forbindelseslinjer (Miljø- & Energiministeriet 1998). I forbindelse med implementeringen af ledsageforanstaltningerne til reformen af EU's landbrugspolitik i 1992 har amterne siden 1994 kunnet udpege særligt følsomme landbrugsområder (SFL-områder), herunder højt prioriterede naturbeskyttelsesområder. I stigende grad er der ønsket om, at tilskudsordninger bruges koordineret af flere landmænd i sammenhængende områder, hvilket bl.a. har resulteret i højere støttesatser til den enkelte bedrift i miljøfølsomme områder med høj andel af deltagende bedrifter. Der er således en række udpegninger og love vedr. plan-

lægning og 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, enge, strandenge og overdrev, der er over 2.500 m² (Naturbeskyttelsesloven 1992). I alt drejer dette sig om ca. 390.000 ha.

Halvdelen af de ca. 350.000 ha landbrugsarealer som 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 ompløjning eller tilgroning gennem støtte til afgræsning. Dertil kommer ca. 45.000 ha højbundsområder "med særligt værdifulde naturinteresser, hvis beskyttelse er højt prioriteret" (Strukturdirektoratet 1996). På disse arealer er det muligt at opnå tilskud efter MVJ-ordningen til bl.a. nedsættelse af kvælstoftilførslen, etablering af sprøjtefrie randzoner og til miljøvenlig drift uden for omdriften. Derudover har amterne i forbindelse med den seneste regionplanlægning udpeget "jordbrugsområder med naturinteresser" samt såkaldte økologiske forbindelseslinjer, dvs. spredningskorridorer for at binde naturområder.

Mens de fleste natur- eller halvkulturarealer således formelt er beskyttede mod tilstandsændringer og intensiveret drift er der ingen regler, som begrænser landbrugspraksis i de tilstødende arealer (bortset fra de dyrkningsfrie 2 m bræmmer langs vandløb. Der er derfor ikke i sig selv nogen sikring mod en fortsat påvirkning af §3-arealer fra fx 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 (Strukturdirektoratet 1996). Som beskrevet i kapitel 3 kan dette medføre en forringelse af det oprindelige naturindhold på disse arealer.

Ud over de allerede formelt udpegede områder kunne det derfor være interessant at kortlægge områder med relativ stor udbredelse af småbiotoper og halvkulturarealer, som er beskyttelsesværdige ud fra de biologiske naturkvalitetskriterier. Udpegningen af sådanne eksisterende arealer kunne så overlejres af en kortlægning af interesseområder til brug for lokale kerneområder til bevarelse af særlige dele af den regionale biodiversitet. En sådan kortlægning kunne igen muligvis bruges til at formulere målsætninger på bedriftsniveau for flere sammenhængende bedrifter i forbindelse med indgåelse af aftaler mellem driftsledere/lodsejere og myndigheder som foreslået ovenfor. Dette kunne både dreje sig om specifikke handlinger (undlade at gøde givne engarealer) eller en koordineret omlægning til økologisk jordbrug som foreslået i Aktionsplan II (Strukturdirektoratet 1999).

5.9 Frivillighed eller tvang i forbindelse med naturhensyn?

I de foregående afsnit er der argumenteret for at inddrage landbrugerens naturforståelse i udviklingen af øgede naturhensyn på landbrugsbedrifter. Dette efterlader imidlertid spørgsmålet om, hvad man kan

gøre, såfremt en landbruger ikke ønsker at medvirke til dette og ikke kan acceptere begrundelserne for de biologiske naturværdi-kriterier. Der er ikke i denne rapport taget stilling til spørgsmålet om tvang vs. frivillige ordninger. Blot er det påpeget, at mange af de foreslåede handlingsmål ikke let lader sig kontrollere og derfor må bygge på en højere grad af indlevelse og tillid end tilfældet har været med meget af miljøreguleringen. Hvorvidt dette er realistisk skal ikke afgøres her. I det omfang der bliver tale om frivillige ordninger med offentlig støtte vil der dog blive behov for en vis kontrol af, at de grundlæggende intentioner bag handlingsmålene bliver efterlevet, uanset om den enkelte landbruger er enig heri eller ej.

De foreslåede oplæg til dialog om mål og midler og kriterier for naturværdier kan også opfattes som opfordring til dialog mellem eksperter, myndigheder og landbrugserhvervet inden en endelig etablering af offentlige støtteordninger med tilhørende krav til naturhensyn. Som nævnt har erhvervet selv formuleret målsætninger for godt landmandsskab som inddrager naturværdier, biodiversitet og landskab, hvorfor det formentlig ikke er urealistisk at opnå tilslutning blandt folkevalgte til nogle af grundidéerne såvel som de specifikke forslag præsenteret i nærværende arbejde.

6 Sammenfatning, konklusion, anbefalinger og videnbehov

Rapporten forsøger at give et samlet, prioriteret og dokumenteret bud på et sæt handlinger, der kan bidrage til mere og bedre natur i landbrugslandet. Dette tager udgangspunkt i et biologisk natursyn og rapporten forsøger at opstille de biologiske kriterier herfor. Rapporten skal ikke betragtes som en endelig, fuldt dækkende og fuldt dokumenteret udredning af baggrund og anbefalinger til mere naturvenlig landbrugsdrift. Men rapporten forsøger at levere et væsentligt bidrag til den videre proces med at diskutere og styrke naturvenlige driftsformer og arealanvendelser i landbruget samt det politisk-administrative systems rolle heri.

6.1 Sammenfatning

Rapporten indledes i kapitel 1 med en redegørelse for, hvilke nationale og internationale politisk-administrative rammer, der eksisterer i mødet mellem det åbne lands naturindhold og landbrugsdriften. Herunder påpeges internationale forpligtigelser og en række eksisterende EU-støtteordninger (cross-compliance, nationale konvolutter og ledsageforanstaltninger) som har mulighed for kobling til bestræbelserne for at fremme naturvenlige driftsformer. Desuden nævnes en række nationale handlingsplaner og strategier, som nye initiativer må relatere sig til. Det påpeges, at gennemførelsen heraf over de næste 2-3 årtier vil føre til et fald i landbrugsarealet på et par hundrede tusinde hektar, som gradvist vil overgå til naturarealer (skov, søer, enge og vandløb samt overdrev, heder, klitter og moser). Samtidig må væsentlige dele af det dyrkede landbrugsareal forventes at overgå fra arealer i omdrift til arealer uden for omdrift.

Rapporten tager udgangspunkt i, at der findes flere forskellige og ikke kun ét autoritativt natursyn, hvorpå anbefalinger til naturvenlig landbrugsdrift kan begrundes. I kapitel 2 er der argumenteret for et valg, hvor rapporten bygger på et "biologisk" natursyn, som af og til vil være i konflikt med fx mange landmænds mere nytteprægede natursyn. Det er forsøgt at opstille et sammenhængende og bredt billede af dette biologiske natursyn og ikke mindst at gennemgå et sådant natursyns præmisser og konsekvenser.

I kapitel 2 diskuteres også vanskelighederne med dette biologiske natursyn. Herunder gennemgås og diskuteres forskellene i de nytteværdier, som ofte fremføres som begrundelse for ønsket om mere og bedre natur. Det hævdes, at naturen uden for omdriften overvejende begrundes på "iboende værdier" som "biodiversitet" uden konkret (instrumentel) nytteværdi, mens naturen på dyrkningsfladen overvejende forsøges begrundet i konkrete nytteværdier såsom "jordens frugtbarhed", "bestøvning af kulturplanter" og "biologisk regulering af skadedyr".

Kapitel 3 indeholder en mere detaljeret gennemgang af den biologiske natur og dens afhængighed af arealanvendelse, af miljø- og driftsforhold og ikke mindst af de landskabsøkologiske forhold i tid (oprindelig og frekvens af forstyrrelser) og rum (areal, habitatkvalitet og fragmentering). Kapitel 3 argumenterer således for en stærk skelnen imellem de forskellige arealtyper, inden for og uden for omdriften. Hovedtrækkene i disse arealtypers forskellige plante- og dyresamfund gennemgås - herunder forskelle i arternes krav til livsbetingelser, i udbredelse og problemer. Der argumenteres for en særlig fokus på naturen på arealerne uden for omdrift - navnlig pga. deres begrænsede udbredelse, størrelse og habitatkvalitet og bestandenes voksende isolation og sårbarhed. Disse arealers særlige sårbarhed mht. naturkvaliteten betones med vægt på de øgede menneskelige forstyrrelser - fx tilførsel af næringsstoffer og pesticider, omsåning, opdyrkning, intensivning eller ophør af ekstensiv drift. I kapitel 3 gennemgås, hvordan disse forstyrrelser spiller sammen med det abiotiske miljø og den biotiske natur. Begrebet "økologisk inert" forstås som samlebetegnelse for store og vidt udbredte barrierer for natur - og især for naturkvaliteten (den bedre natur). Ødelæggelser kan foregå hurtigt, mens genopretning ofte vil tage uhyre lang tid, og nøgleprocesserne nævnes: Biotopnedlæggelse, hyppige forstyrrelser, fastholdelsen i jorden af tilførte næringsstoffer samt lav sprednings- og rekoloniseringsevne hos arterne. I kapitel 3 gennemgås tillige de dyrkede markers vilde plante- og dyreliv og deres levedmuligheder i forhold til vigtige driftsmæssige forhold. Markdriften har dog også stor indflydelse på tilgrænsende miljø og natur, hvorfor ophør af sådanne naboeffekter diskuteres.

Produktion og intensive driftsformer er nødvendige på dyrkningsjorden, og det vurderes i kapitel 3, at med en landbrugsproduktion i stadig udvikling må også markernes naturtilstand stadig udvikle sig. Vigtige kendte begrænsninger for naturindholdet i de dyrkede marker kan dog lempes/fjernes bl.a. via reduktioner i pesticidanvendelsen og herunder omlægning til økologisk drift, anvendelse af mere specifikke sprøjtemidler, øget bunddække samt reduceret jordbehandling og trykbelastning. Det pointeres, at markarterne typisk vil reagere hurtigt - inden for ét eller få år - på mere skånsomme driftsformer, men også at hovedparten af arterne er temmelig almindelige i forvejen. Kapitlet diskuterer tillige mulighederne for at koble indsatsen for fremme af mere og bedre natur på dyrkningsfladen sammen med bestræbelserne på at bevare og øge jordens frugtbarhed, styrke biologisk regulering af skadevoldere og lignende funktionelle kategorier.

Kapitel 4 præsenterer en lang række konkrete handlinger med henblik på mere og bedre natur i landbrugslandet. Handlingerne præsenteres for henholdsvis halvkulturarealer, småbiotoper og de dyrkede marker. I det omfang, det har været muligt, er handlingerne indbyrdes prioriterede, sådan som det fremstilles i skemaerne 4.1-4.3. I forbindelse med hver af de konkrete handlinger er det forsøgt både at argumentere for hensigtsmæssigheden og at dokumentere den forventede biologiske effekt. Da hver anbefaling i kapitel 4 har sin overskrift, kan en fuldstændig oversigt ses af indholdsfortegnelsen.

Der er igennem hele rapporten argumenteret for ikke alene mere natur, men i høj grad også en bedre natur. I den forbindelse hævdes det, at en identifikation, succesrig bevarelse og genopretning af levestederne og deres kvalitet typisk vil kræve lokale løsninger ud fra det lokale naturpotentiale, lokale problemer og muligheder i driften og god vilje til samarbejde og dialog hos parterne. Kapitel 5 diskuterer derfor behovet og mulighederne for, at de biologiske naturkvalitetsmål motiveres og forklares for landbrugerne. Forståelse for denne synsvinkel, samarbejde og aktiv medvirken fra den enkelte landmand og rådgivningen præsenteres som vigtig forudsætning for gode kvalitative naturgevinster. Der peges på fordele og ulemper ved forskellige fremgangsmåder, og mulig implementering diskuteres i forhold til kvalitative naturkrav (jf. kapitel 3) og i forhold til de konkrete anbefalinger (jf. kapitel 4). Der skitseres i denne forbindelse en model for kobling af nationale og regionale mål, kortlægning, rådgivning og driftsaftaler på bedriftsniveau samt udvikling af metoder til evaluering af indsatsen.

Endelig er der i kapitel 5 gjort en række overvejelser om behov og mulighed for kontrol af handlinger i fald disse måtte være knyttet til tilskudsordninger. Det påpeges blandt andet, at det af såvel faglige som ressourcemæssige årsager formentlig vil være nødvendigt i de fleste tilfælde at nøjes med kontrol af de anbefalede handlinger (handlingsmål) snarere end af de forventede resultater af de udførte handlinger (effekt-/resultatmål).

6.2 Konklusioner og anbefalinger

Rapporten fastslår, at der i dag findes en række nationale og internationale politisk-administrative rammer og forpligtigelser for sikringen af mere og bedre natur i landbrugslandet, men fastslår også, at det ikke heri er præcist defineret, hvilke natursyn, der anbefales, eller hvordan disse rammer og forpligtigelser kan understøttes.

Rapporten anbefaler en prioritering af de forskellige naturhensyn i landbrugsdriften - ikke mindst på baggrund af de nationale forpligtelser i forhold til Biodiversitetskonventionen fra 1992. Det præciseres i den forbindelse, at høj artsdiversitet ikke nødvendigvis er et generelt og kvantitativt mål for høj biologisk naturkvalitet og vice versa. Forskellige naturtyper, dyre- og plantesamfund og enkeltarter har derimod vidt forskellige behov for opmærksomhed og støtte fra den offentlige naturforvaltning, og det anbefales, at dette inddrages mht. initiativer for mere og bedre natur i landbrugslandet.

Ud fra en diskussion af naturværdier konkluderes det, at det for nuværende og fremtidige generationers skyld er vigtigt at bevare nogle af naturens iboende værdier, dvs. uafhængigt af, om de har en aktuell eller potentiel (instrumentel) nytteværdi. Som redskab til at udpege sådanne iboende værdier er det forsøgt at bruge kriterierne vildhed, oprindelighed, autenticitet og kontinuitet, som er afprøvet i DMU i andre sammenhænge. Tekniske mål for biodiversitet er derimod ikke tilstrækkelige som kriterier for naturkvalitet. Der er imidlertid behov for yderligere arbejde med at operationalisere og afprøve disse krite-

rier i praksis, ligesom der er behov for et samlet sæt begrundelser og kriterier for naturkvalitet på dyrkningsfladen.

Rapporten gennemgår de hyppigst fremførte konkrete (instrumentelle) nytteværdier af naturen. Rapporten vurderer herudfra, at selv om sådanne nytteværdier potentielt set kan være store, er de generelt set hverken særligt præcist formulerede, kvantitative, pålidelige eller veldokumenterede. Sådanne nytteværdier angår ofte samfundet snarere end den enkelte landmand og bedrift. Endelig beror sådanne nytteværdier i ringe grad på arter af høj naturforvaltningsmæssig interesse. Rapporten konkluderer derfor, at man ikke kan forvente, at konkrete nytteværdier vil kunne udgøre argumentet for, at landmændene vil sikre et stort og rigt naturindhold i landbrugslandet.

Rapporten anerkender, at der ikke findes ét og kun ét autoritativt natursyn. Det anbefales imidlertid, at det biologiske natursyn fastholdes med en selvstændig identitet, for at kunne indgå i en tydelig afvejning over for øvrige interesser i natur- og arealforvaltningen. Dette skyldes, at området indeholder en række særlige biologiske målsætninger og akutte problemstillinger for det vilde plante- og dyreliv i det åbne land, og tillige at naturindholdet indgår i komplicerede sammenhænge med lokale og generelle miljøforhold, med arealanvendelsen og med landbrugsdriften. Regeneration af naturindholdet efter skader er i mange tilfælde præget af en stor træghed (grænsende til irreversibilitet), som er en af de centrale årsager til det biologiske natursyns særlige status – til understregning heraf foreslås samlebegrebet 'økologisk inert' anvendt.

Rapporten redegør for væsentlige forskelle hos det åbne lands forskellige naturtyper og arter mht. den naturforvaltningsmæssige status, de bagvedliggende biologiske problemer og muligheder. Herudfra anbefales en markant og tydelig prioritering imellem arealer hhv. uden for omdrift (halvkulturarealer og småbiotoper) og i omdrift.

Rapporten anbefaler prioriteringer i indsatsen for mere og bedre natur ud fra et helhedssyn på det danske landbrugslandskab og dets naturtyper, og at disse prioriteringer sættes i relation til internationale forpligtigelser og nationale mål for naturforvaltningen. Der anbefales således en prioritering af den fremtidige indsats fremfor at "udbyde et frit valg" fra en liste af anbefalede handlinger.

Rapportens titel understreger en anbefaling om "bedre natur" nok så meget som "mere natur", og anbefaler således en høj prioritering af de kvalitative i forhold til de kvantitative aspekter – også selvom rent kvantitative mål ofte frister, da de er langt lettere at indfri og kontrollere. En rent kvantitativ øgning af arealerne uden for omdriften (fx flere km nyplantet læhegn) vil således ikke automatisk medføre generelle "kvalitative" gevinster og kun i meget ringe grad understøtte naturtyper og arter, der har væsentlige behov for støtte. På dyrkningsjorden er det heller ikke sikkert, at maximal omsætning i jorden bedst sikrer jordens frugtbarhed - eller at maximale insekttætheder bedst muligt sikrer den biologiske kontrol med skadevoldere.

Rapporten anbefaler en høj prioritering af sikring af de mere eller mindre bevarede rester af oprindelige naturtyper og arter på arealerne uden for omdriften. Her vurderes det, at landbrugslandet kan bidrage væsentligt til beskyttelsen af national og regional biodiversitet. Rapporten giver en række prioriterede anbefalinger til sikring heraf, men anbefaler samtidig udvikling af metoder til at sikre effektiviteten af sådanne ordninger i form af

- overordnet lokalisering - udpegning af regionale prioriteringer mht. arealer, naturtyper og arter
- præcise målsætninger – generelt og for den enkelte indsats - med klare relationer til regionale og nationale mål for naturforvaltningen
- detaljeret lokalisering – med kortlægning, rådgivning, naturplejeplaner og grønne regnskaber mm. på bedriftsniveau
- samarbejde om kvalitative mål – med dialogprægede ordninger om klare og forklarede mål mellem motiverede og informerede landmænd, konsulenter/eksperter og offentlige myndigheder
- sammenhæng i indsatsen - kombinerede tiltag mht. geografi, vekselvirkende faktorer, interessenter og aktører
- langvarige/permanente ordninger.

Rapporten anbefaler således et udbud af ordninger til bevarelse af biodiversitet med konkret udpegning af egnede arealer. Rester af bevaret naturværdi forekommer temmelig uforudsigeligt, og må formentlig lokaliseres ved gennemgang af bedrifterne (fx urtevegetationen på arealer uden for omdriften). Som et ressourcebesparende kompromis giver rapporten dog også et første bud på en serie simple indikatorer for god bevaringsstatus eller for egnethed af arealer til udtagning fra omdriften til ekstensiv eller ingen drift. I det hele taget anbefales initiativer inden for hver af kategorierne

- bevaring af værdifulde biotoper
- genopretning af forarmede biotoper
- nyanlæg af supplerende biotoper (selvstændigt eller til udvidelse af eksisterende værdifulde biotoper).

Arealernes størrelse og udbredelse er ofte en flaskehals i bevarelsen af mange af arterne i robuste og levedygtige bestande. Derfor prioriterer rapporten bevarelse og forøgelse af "oprindelige" arealer højt. Det påpeges desuden, at man for de fleste arter ikke blot kan kompensere for tabte levesteder ved at oprette nye, og at det - når man vil oprette nye levesteder – er afgørende, at det sker ud fra god rådgivning om lokalisering og fremtidig drift/pleje. Rapporten giver en række anbefalinger til fremme af mere og bedre natur på dyrkningsfladen. Under forudsætning af at der findes tilstrækkelige arealer med et rimeligt naturindhold i landbrugslandet uden for marker i omdrift, må naturindholdet på dyrkningsfladen primært være underlagt landbrugsproduktionen og dermed den løbende udvikling i landbrugsdriften. De vigtigste anbefalinger her går på

- beskyttelse og udvikling af jordens langsigtede frugtbarhed og potentialet for naturlig regulering af skadevoldere

- en beskyttelse af markens flora og fauna mod væsentlige, negative driftstiltag, hvor disse ikke er driftsmæssige velbegrundede eller hvor gode, mindre skadelige alternativer eksisterer
- for den overjordiske natur fås der mest natur ved en indsats i markernes randzoner
- den permanente beskyttelse af omgivelserne, inkl. de terrestriske nabobiotoper, mod negative miljøpåvirkninger fra markdriften.

Rapporten præsenterer - for de tre areal typer: halvkulturarealer, småbiotoper og dyrkningsfladen - forfatterens bedste fælles bud på en række delvist prioriterede anbefalinger, der har dokumenterede gevinster for naturindholdet i landbrugslandet. Denne liste kan bestemt diskuteres både mht. anbefalingernes grad af dokumentation, grad af præcision, relevans, indbyrdes modsætninger, mm. Usikkerhederne vurderes dog ikke at være af et omfang, der bør forhale iværksættelsen af initiativer på området.

Rapporten giver ikke noget bud på, hvordan man på den ene side kan foretage den anbefalede høje prioritering af småbiotopernes og halvkulturarealernes naturindhold med deres ujævne udbredelse og på den anden side stadig anbefale og støtte naturvenlige handlinger over for det mere almindelige naturindhold på de dyrkede marker.

Rapporten diskuterer mulighederne for myndighedernes kontrol med landmændenes indfrielse af aftaler, og konkluderer bl.a., at det bedst opnåelige typisk vil være kontrol med handlinger snarere end effekter. Hvor formålet er den vanskelige og langvarige beskyttelse af oprindelig natur, kræver opgaven snarere et aktivt samspil mellem en klart formuleret national og regional målsætning og politik, lokal biologisk ekspertise og rådgivning samt - ikke mindst - landmandens positive og motiverede medleven både som lodsejer og samfundsborger i en tid, hvor miljø- og naturområdet af gode grunde står centralt i samfundsdebatten.

6.3 Behov for mere viden

Rapporten peger på en række områder, hvor der er væsentlige huller i vores viden, uløste indre modsætninger eller lignende i forhold til at leve op til sin egen anbefaling om et sammenhængende, prioriteret og dokumenteret sæt af handlinger, hvormed det offentlige kan støtte beskyttelse og forbedring af naturindholdet i Danmark - igennem mere og bedre natur i landbrugslandet:

- Undersøgelse af sprøjte- og/eller gødningsfri randzoners betydning som bufferzoner i forhold til tilgrænsende arealer uden for omdriften.
- Evaluering af småbiotopernes bevaringsstatus mht. oprindelig natur og af småbiotopernes rolle for bevarelsen af disse naturtyper.
- Videreudvikling og afprøvning af kriterier for naturindhold i småbiotoperne.

- Udvikling af metoder til naturvenligt anlæg af nye biotoper – såvel de kendte typer (læhegn og vandhuller) som andre typer af levesteder.
- Undersøgelse af mål, udformning og resultater af den naturforvaltningsmæssige satsning på grønne korridorer i landskabet.
- Afklaring af natursyn mht. dyrkningsfladen – såvel over som under jorden.
- Udvikling af klarere retningslinjer for naturindholdet på dyrkningsfladen, både den nyttige, den skadelige og den neutrale, i forhold til diversitet, tætheder, omsætning mm.
- Udvikling af indikatorer for bio-geo-kemisk miljø- og naturkvalitet på dyrkningsfladen.
- Evaluering af økologisk jordbrugs rolle for naturen – på og uden for dyrkningsfladen.
- Udvikling af metoder til implementering af rapportens anbefalinger, bl.a. med positiv medvirken fra lodsejere.
- Afklaring af interesse modsætninger, der kan blokere for implementeringen af rapportens anbefalinger eller for gode resultater af implementeringen.
- Undersøgelse af effekten af implementering af de foreslåede ordninger i praksis gennem studier på private bedrifter.
- Undersøgelser til forbedret dokumentation af kvalitative effekter af rapportens anbefalinger.
- Undersøgelser af naturens "gratis ydelser", herunder vurdering af nytteværdier af naturens mangfoldighed, variation og processer.

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.
- Amtsrådsforeningen (1999): Amterne i naturen 1998. Amterne i Danmark.
- Andersen, J. M. (1998a): Naturkvalitet i amternes forvaltning - naturkvalitetsplan for Århus amt. - I: Kristensen, L., Vestergaard, P., Fredshavn, J. & Andersen, U. V. (red.). Naturkvalitet og landskab. Landskabsøkologiske skrifter 12: 67-74. Centre for Landscape Research, Roskilde University.
- Andersen, U.V. (1998b): Værdisætning af naturarealer i Skjern Å-området. - I: Kristensen, L., Vestergaard, P., Fredshavn, J. & Andersen, U. V. (red.). Naturkvalitet og landskab. Landskabsøkologiske skrifter 12: 59-66. Centre for Landscape Research, Roskilde University.
- Andreasen, C., Stryhn, H. & Streibig, J.C. (1996): Decline of the flora in Danish arable fields. - Journal of Applied Ecology 33: 619-626.
- Bager, T. og Søgård, V. (1994): Landmanden og miljøet. Sydjysk Universitetsforlag.
- Bainbridge, A. (1974): Effect of Nitrogen Nutrition of the Host on Barley Powdery Mildew. - Plant Pathology 23: 160-161.
- Bak, J., Tybirk, K., Gundersen, P., Asman, W.A.H., Jensen, J.P. & Conley, D. (1999): Natur- og miljøeffekter af ammoniak. Ammoniakfordampning - redegørelse nr. 3. DJF/DMU, 66pp.
- Baldwin, C. (1988): The influence of field windbreaks on vegetable and speciality crops. - Agriculture, Ecosystems and Environment 22/23: 191-203.
- Bartels, G. (1987): Zur Wirtschaftlichkeit der Krankheitsbekämpfung im Weizen bei differenzierter Stickstoffdüngung und unterschiedlich anfälligen Sorten. - Gesunde Pflanzen 39: 126-134.
- Beier, C. & Gundersen, P. (1989): Atmospheric deposition to the edge of a spruce forest in Denmark. - Environmental Pollution 60: 257-271.
- Bicheludvalget (1999). (Hans Løkke, red.) Rapport fra underudvalget om Miljø og sundhed. ISBN 87-7909-291-8
- Booij, C.J.H. & Noorlander, J. (1992): Farming systems and insect predators. - Agric. Ecosystems Environ. 40: 125-135.
- Bowers, J. (1999): Policy instruments for the conservation of remnant vegetation on private land. - Biological Conservation 87: 327-339.
- Brandt, J. (1982): Bedriftsstørrelsen som indikator for udviklingen af linjeformede småbiotoper i agerlandet. - Friske forsknings-

- resultater fra Institut for Geografi, Samfundsanalyse og Data-
logi, 12 pp.
- Brandt, J. (1994): Småbiotopernes udvikling i 1980'erne og deres
fremtidige status i det åbne land. - I: Brandt, J. & Primdal, J.
(red.). Marginaljorder og landskabet - marginaliseringsdebat-
ten 10 år efter. Forskningsserien 6: 21-49, Forskningscenter for
skov og landskab.
- Bruun, H., Ejrnæs, R. (1998): Overdrev - en beskyttet naturtype. Mil-
jø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, København.
- 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.
- 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.
- Clausen, H.D. & Holbeck, H.B. (1998): Factors influencing abundance
of butterflies and burnets in the uncultivated biotopes of orga-
nic 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, Lepidop-
tera). - Entomologiske Meddelelser 66: 33-44.
- Clausen, H., Holbeck, H. & Reddersen, J. (in prep.): Factors
influencing abundance of butterflies and burnets in the
uncultivated biotopes of organic farmland.
- Collins, K.L., Wilcox, A., Chaney, K., Boatman, N.D. & Holland, J.M.
(1997): The influence of beetle banks on aphid predation in
winter wheat. - Aspects of Applied Biology 50: 341-346.
- Det Økonomiske Råd (1998). Dansk Økonomi Efterår. Bæredygtig-
hed: Balance mellem generationer. Det Økonomiske Råd, For-
mandskabet.
- 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.
- Degn, H. J. (1997): Ændringer i vegetationen på Randbøl Hede 1954-
95. - Flora og Fauna 103: 25-46.
- Doran, J.W. & Parkin, T.B. (1994): Defining and assessing soil quality.
I: Doran, J.W., Coleman, D.C. Bezdicek, D.F. & Harris, R.F.
(red.). Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. Soil
Science Society of America Inc. Special Publication 35: 3-22.
- Dover, J.W. (1996): Factors affecting the distribution of satyrid butter-
flies on arable farmland. - Journal of Applied Ecology 33:
723-734.
- Dover, J.W., Sotherton, N.W. & Gobbett, K. (1990): Reduced pesticide
inputs on cereal field margins: the effects on butterfly abun-
dant. - Ecol.Entomol. 15: 17-24.
- Edwards, C. A. & Lofty J. R. (1977): Biology of Earthworms. Second
ed. Chapman & Hall, London. 333 pp.
- Ejrnæs, R. (1998): Structure and processes in temperate grassland ve-
getation. Ph.D.-Thesis. Danmarks Miljøundersøgelser. 126 pp.
- Ejrnæs, R. & Bruun, H.H. (1995): Naturkvalitet på overdrev. - URT
19: 123-129.

- Ejrnæs, R. & Mark, S. (1997): Den vilde, den tamme og den uautentiske. - URT 21: 22-29.
- Ejrnæs, R., Berthelsen, J.P. & Fredshavn, J. (1998): Naturen og landbruget. - Temarapport fra DMU, nr. 20. Miljø- og Energiministeriet, DMU, pp. 27-49.
- Elmholt, S., Debosz, K., Schjønning, P., Munkholm, L., Rasmussen, C., Knudsen, I. M. B. & Rasmussen, P. H. (1997): Jordens frugtbarhed - mikrobiologi og jordstruktur. - SP-Rapport 15: 107-123.
- Elmholt, S. & Axelsen, J.A. (1999): Jordens biologi. - I: C.B. Andreasen (red.). Natur, miljø og ressourcer i økologisk jordbrug, pp. 51-67. FØJO-rapport 3, Forskningscenter for Økologisk Jordbrug.
- Fødevareministeriet (1997): Fødevareministeriets årsrapport 1997 - Politik, produktion og forbrug. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.
- Gramstrup, M. (1998): En vegetationsanalyse af agerlandets småbiotoper. - Rapport til 'Biologisk Projektarbejde', Biologisk Institut, Aarhus Universitet.
- Grime, J.P. (1979): Plant Strategies and Vegetation Processes. John Wiley, Chichester.
- Groth, N. B., Hedegaard, M. B., Holmberg, T., Höll, A. & Skov-Petersen, H. (1998): Arealanvendelsen i Danmark 1995-2025. Den nuværende og fremtidige arealanvendelse belyst som led i en vurdering af det økologiske råderum. - By- og Landskabsserien 2. Miljø- og Energiministeriet, Forskningscentret for Skov & Landskab.
- Guldborg, J. (1997): Landskabets tid: - I (red.): Guldborg, J. & Ranum, M. Naturminder -levnenes betydning i tid og rum, pp. 107-121. Odense Universitetsforlag, Odense.
- Gunn, A.S. (1983): Preserving rare species. - I: Regan, T.(red.). Earthbound. New introductory essays in environmental ethics. Pp. 289-335. Temple University Press, Philadelphia.
- Halberg, N. (1996): Miljø- og ressourceindikatorer til brug i et etisk regnskab for husdyrbrug. - Ph.D.-afhandling. KVL & Forskningscenter Foulum.
- Halberg, N., Reddersen, J. & E. Noe, 1997: Farm management in relation to environmental and wildlife values. FØJO-projekt II.9 beskrivelse på:
<http://www.agrsci.dk/jbs/bepro/Projects/projects.html>
- Hald, A.B. (1998): Sustainable agriculture and nature values - using Vejle County as a study area. - NERI Technical Report No. 222. National Environmental Research Institute, 96 pp.
- Hald, A.B. (1999a): The impact of changing the season in which cereals are sown on the diversity of the weed flora in rotational fields in Denmark. - Journal of Applied Ecology 36: 24-32.
- Hald, A.B. (1999b): Weed vegetation (wild flora) of organic versus conventional cereal fields in Denmark. - Annals of Applied Biology 134: 307-314.
- 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 sædskiftemarker. Plante- og insektliv samt udbytter: Landsforsøg 1987-92. - Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen 6. Miljøstyrelsen, København.

- Hammershøj, M. & Madsen, A.B. (1998): Fragmentering og korridorer i landskabet - en litteraturudredning. - Faglig rapport fra DMU, nr. 232. Miljø- og Energiministeriet, København, 112 pp.
- Hansen, F. (1993): Det bornholmske landskab. Bornholms Amt. Teknisk Forvaltning.
- Hansen, M. (1999): Godt landmandskab skal være endnu bedre. - Landsbladet 5.
- Hodgson, J.G. (1986a): Commonness and rarity in plants with special reference to the Sheffield Flora. I. The identity, distribution and habitat characteristics of the common and rare species. - *Biological Conservation* 36: 199-252.
- Hodgson, J.G. (1986b): Commonness and rarity in plants with special reference to the Sheffield Flora. II. The relative importance of climate, soils and land use. - *Biological Conservation* 36: 253-274.
- Hodgson, J.G. (1986c): Commonness and rarity in plants with special reference to the Sheffield Flora. III. Taxonomic and evolutionary aspects. - *Biological Conservation* 36: 275-296.
- Hodgson, J.G. (1993): Commonness and rarity in British butterflies. - *Journal of Applied Ecology* 30: 407-427.
- Holland, J.M. & Thomas, S.R. (1996): Quantifying the impact of polyphagous invertebrate predators in controlling cereal pests and in preventing quantity and quality reduction. - *BCPC Conference - Pest & Diseases 1996*: 629-634.
- Højring, K. & Caspersen, O. H. (1999, in prep.): Landbrug og Landskabsæstetik. Udviklingen i landbruget 1950-1995 og dens konsekvenser for landskabets oplevelsesmæssige indhold. - *Forskningscentret for Skov & Landskab*.
- 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.
- Jensen, H.A. & Kjellson, G. (1995): Frøpuljens størrelse og dynamik i moderne landbrug. I. Ændringer af frøindholdet i agerjord 1964-1989. - *Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen* 13. Miljøstyrelsen. København, 141 pp.
- Jensen, F. S. & Koch, N. E. (1997): Friluftsliv i skovene 1976/77 - 1993/94. - *Forskningsserien* 20. Miljø- og Energiministeriet, Forskningscenter for skov og landskab.
- Jones, F.G.W. (1977): Pests, Resistance and Fertilizers. - *12th Colloquium of the International Potash Institute*: 111-135.
- Just, F., Noe, E. & Rasmussen, L.A. (1996): Korridorer i landskabet. Institut for samfunds- og erhvervsforskning, notat 36/96, Sydjysk Universitetscenter. 56 pp.
- Kjær, C. og Elmegaard, N. (1996): Effect of herbicide treatment on host plant quality for a leaf eating beetle. - *Pesticide Science* 47: 319-25.
- 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. - *Journal of Applied Ecology* 34: 1413-1425.
- Korsgaard, C.M. (1999): Two distinctions in goodness. - *Philosophical Review* 92: 169-195.
- Kort, J. (1988): Benefits of windbreaks to field and forage crops. - *Agriculture, Ecosystems and Environment* 22/23: 165-190.

- Kronvang, B., Svendsen, L.M., Jensen, J.P. og Dørge, J. (1997). Næringsstoffer - arealanvendelse og naturgenopretning. - Temarapport fra DMU, nr. 13. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Landbrugs- og Fiskeriministeriet (1996): Betænkning fra udvalget om natur, miljø og EU's landbrugspolitik. Landbrugs- og Fiskeriministeriet, Betænkning nr. 1309.
- Landbrugsraadet (1999): Agenda 2000 - Reform af EU's landbrugspolitik. - Raadsnyt om EU, nr. 2. 12. februar.
- Landsplanafdelingen (1998): Statslig udmelding til regionplanrevision 2001. Miljø- og Energiministeriet, Landsplanafdelingen
- Larsen, S.E. (1996): Naturen er ligeglad. Munksgaard/Rosinante, København, pp. 128-139.
- Larsen, S.N. & Vikstrøm, T. (1995): Ferske enge - en beskyttet naturtype. Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, København.
- Lauge Madsen, B. (1998): Almanak 1999 - XII med posten. Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.
- Lee K. E. (1985): Earthworms. Their ecology and relationships with soils and land use. Academic Press. 411pp.
- Lekkerkerk, L. J. A., Heij, G.J. & Hootsmans (1995): Ammonia: the facts. Rapport, VROM, Haag.
- Lopez-Real, J.M. & Hodges, R.D. (1986): The Role of Microorganisms in a Sustainable Agriculture. A B Academic Publishers, Berkhamstead.
- Marrs, R.H., Frost, A.J. & Plant, R.A. (1989): A preliminary assessment of the impact of herbicide drift on plant species of conservational interest. - Proceedings of the 1989 Brighton Crop Protection Conference - Weeds, pp. 795-802. British Crop Protection Council, Farnham.
- Marrs, R.H., Williams, C.T., Frost, A.J. & Plant, R.A. (1989): Assessment of the effects of herbicide spray drift on a range of plant species of conservation interest. - Environmental Pollution 59: 71-86.
- Marrs, R.H., Frost, A.J. & Plant, R.A. (1991): Effects of herbicide spray drift on selected species of nature conservation interest: the effects of plant age and the surrounding vegetation structure. - Environmental Pollution 69: 223-235.
- Marrs, R.H., Frost, A.J., Plant, R.A. & Lunnis, P. (1993): Determination of buffer zones to protect seedlings of non-target plants from the effects of glyphosate spray drift. - Agriculture, Ecosystems and Environment 45: 283-293.
- Mayrhofer, P. & Schawerda, P. (1991): Die Bauern, die Natur & das Geld. Modell Ökopunkte Landwirtschaft. - Verein zur Förderung der Landentwicklung und intakter Lebensräume. Baden, Österreich, p. 12.
- Miljø- og Energiministeriet (1998): Statslig udmelding til regionsplan revision 2001. Miljø- og Energiministeriet, Landsplanafdelingen.
- Miljø- og Energiministeriet (1999): Brugen af pesticider kan - og skal - bringes ned. Pressemeddelelse. 23. marts.
- Mogensen, B., Berthelsen, J.P., Hald, A.B., Hansen, K., Jeppesen, J.L, Odderskær, P., Reddersen, J., Fredshavn, J. & Krogh, P.H. (1997): Livsbetingelser for den vilde flora og fauna på braklagte

- arealer – En litteraturudredning. Faglig rapport fra DMU, nr. 182. Miljø- og Energiministeriet, Copenhagen. 167 pp.
- Møller, H.S. & Ovesen, C.H. (1980): Status over den danske plante- og dyreverden. Miljøministeriet, Fredningsstyrelsen, København. 456 pp.
- Naturbeskyttelsesloven (1998): Naturbeskyttelsesloven, Lovbekendtgørelse nr. 835 af 1. november 1997 om naturbeskyttelse som ændret ved lov nr. 478 af 1. juli 1998. – Miljø- og Energiministeriet. Citeret online d. 18/6 1999:
www.mem.dk/love/htmlfiler/97L0835.htm .
- Nielsen, P.V. (1998): Agerdyrkning med udbytte og tab. - Effektivt Landbrug 18.
- Nielsen, K.V., Udsen, E. & Nielsen, K.M. (1999a): LandbrugsNatur. Landbrugets Rådgivningscenter, Aarhus, 57 pp.
- Nielsen, K. E., Ladekarl, U.L., Nørnberg, P. (1999b): Dynamic soil processes on heathland due to changes in vegetation to oak and Stika spruce. - For. Ecol. Man. 114: 107-116.
- Noe & Halberg (in prep.): Farmer attitudes to and their use of Multi-Objective decision systems that includes environmental aspects.
- Nordbo, E., Kristensen, K. & Kirknel, E. (1993): Effects of wind direction, wind speed and travel speed on spray deposition. – Pesticide Science 38: 33-41.
- 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. – Faglig rapport fra DMU, nr. 285.
- OECD (1999): Environmental Performance Reviews: Denmark. OECD.
- 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.
- O'Neill, J. (1992): The varieties of intrinsic value. - The Monist 75: 119-137.
- Olf, H. & Ritchie, M.E. (1998): Effects on grassland plant diversity. – TREE 13: 261-265.
- Ovenden, G. N., Swash, A.R.H. & Smallshire, D. (1998): Agri-environment schemes and their contribution to the conservation of biodiversity in England. – Journal of Applied Ecology 35: 955-960.
- Pedersen, J.B. (1999): Purhavre – findes den stadig i Danmark. – Planteavl's Orientering nr. 01.282. Landbrugets Rådgivningscenter, Skejby.
- Prip, C. & Wind, P. (1995): Biologisk mangfoldighed i Danmark - status og strategi. Miljø- og Energiministeriet, København.
- Proulx, M. & Mazumder, A. (1998): Reversal of grazing impact on plant species richness in nutrient-poor vs. nutrient-rich ecosystems. – Ecology 79: 2581-2592.
- 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. – Journal of Applied Ecology 21: 271-283.

- Qvist, F. (1996): Arbejdsforbrug i forhold til markstørrelse og form. Center for Landskabsforskning, Roskilde Universitetscenter. Arbejdsrapport nr. 6.
- Reddersen, J. (1992): Effekt af græsning på leddyrfaunaen på græsoverdrev. - *Flora og Fauna* 98: 63-75.
- Reddersen, J. (1995): Effekter på leddyrfaunaen af pesticidforbruget i danske kornmarker. - 12. Danske Planteværnskonference 1995 - Pesticider og Miljø. SP rapport 3: 7-18.
- Reddersen, J. (1997): The arthropod fauna of organic versus conventional cereal fields in Denmark. - *Biological Agriculture and Horticulture* 15: 61-71.
- Reddersen, J. (1999): Naturindhold i økologisk jordbrug. - I: H.F. Alrøe & C.B. Andreasen (red.). *Natur, miljø og ressourcer i økologisk jordbrug. FØJO-rapport 3/1999*: 69-84.
- Reddersen, J., Elmholt, S. & Holm, S. (1998): Indirect effects of fungicides and herbicides on arthropods. Response to treatment-induced variations in leaf fungi and weeds in winter wheat 1994-1995. - *Pesticides Research* 44. Miljøstyrelsen, Copenhagen. 110 pp.
- Rew, L.J., Theaker, A.J., Froud-Williams, R.J. & Boatman, N.D. (1992): Nitrogen fertilizer misplacement and field boundaries. - *Aspects of Applied Biology* 30: 203-206.
- Riedel, V. (1991): Overwintering and spring dispersal of *Bembidion lampros* Herbst (Col.: Carabidae) from established hibernation sites in a winter wheat field in Denmark. I: Polgár, L., Chambers, R.J., Dixon, A.F.G. & Hodek, I. (red.) *Behaviour and Impact of Aphidophaga*, pp. 235-241. SPB Academic Publ. bv.
- Rolston, H.I. (1988): *Environmental Ethics: Duties and values in the natural world*. Temple University Press, Philadelphia, 375 pp.
- Schønning, P., Munkholm, L. J., Rasmussen, K. J. (1999): Økologer skal køre med små vogne. - *Økologisk Jordbrug* 29/1 - p. 11
- Skov- og Naturstyrelsen (1988): *Idékatalog om landskabsforbedringer i det åbne land*. Skov- og Naturstyrelsen, 72 pp.
- Skov- og Naturstyrelsen (1991): *Bornholm - nygravning af vandhuller*. - I: *Naturforvaltning 1989-1990*. Pp. 82-84. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Skov- og Naturstyrelsen (1998): *Naturforvaltning. Årsberetning 1997*. Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- 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.
- Sotherton, N.W. (1991): *Conservation Headlands: A Practical Combination of Intensive Cereal Farming and Conservation*. - I: L.G. Firbank, N. Carter, J.F. Darbyshire & G.R. Potts (red.). *The Ecology of Temperate Cereal Fields*. Blackwell, Oxford.
- 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. (1994): *An annotated atlas of the Danish Butterflies*. - Unpublished Ph.D.-thesis. Zoological Museum, University of Copenhagen.
- Stoltze, M. (1996): *Danske Dagsommerfugle*. Gyldendal, Copenhagen. 383 pp.

- Stoltze, M. & Pihl, S. (red.) (1998): Rødliste 1997 over planter og dyr i Danmark. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser og Skov- og Naturstyrelsen.
- Strandgaard, H. & Asferg, T. (1980): The Danish Bag Record II – Fluctuations and Trends in the Game Bag Record in the Years 1941-76 and the Geographical Distribution of the Bag in 1976. – Danish Review of Game Biology 11. 112 pp.
- Strukturdirektoratet (1996): Landbruget i planlægningen. Ministeriet for fødevarer, landbrug og fiskeri, 247 pp.
- Strukturdirektoratet (1999a): Årsberetning 1998. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. Strukturdirektoratet.
- Strukturdirektoratet (1999b): Aktionsplan II - Økologi i udvikling. Ministeriet for fødevarer, landbrug og fiskeri. p. 263.
- Sumner, L.W. (1992): Two theories of the good. – I (red.): Paul, E.F., Miller, F.D. & Paul, J. The good life and the human good. Pp. 1-14. Cambridge University Press.
- Sørensen, M. M. (1998): Vegetationsanalyse af en succession fra hede til egekrat. - Specialrapport, Biologisk Institut, Århus Universitet.
- Sørensen, J.T., Sandøe, P. & Halberg, N. (1998): Etisk regnskab for husdyrbrug. DSR Forlag, 216 pp.
- 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. – Journal of Applied Ecology 28: 906-917.
- Vestergaard, P. (1998): Naturlig dynamik som naturkvalitet. - I: Kristensen, L., Vestergaard, P., Fredshavn, J. & Andersen, U. V. (red.). Naturkvalitet og landskab. Landskabsøkologiske skrifter 12: 27-39. Centre for Landscape Research, Roskilde University.
- 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.

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljø- og Energiministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning indenfor natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 46 30 12 00
Fax: 46 30 11 14

*Direktion og Sekretariat
Forsknings- og Udviklingssektion
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Havmiljø og Mikrobiologi
Afd. for Miljøkemi
Afd. for Systemanalyse*

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejløvej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 89 20 14 00
Fax: 89 20 14 14

*Afd. for Sø- og Fjordøkologi
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Vandløbsøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 14, Kalø
8410 Rønde
Tlf.: 89 20 17 00
Fax: 89 20 15 15

*Afd. for Landskabsøkologi
Afd. for Kystzoneøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser
Tagensvej 135, 4
2200 København N
Tlf.: 35 82 14 15
Fax: 35 82 14 20

Afd. for Arktisk Miljø

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, temarapporter, samt årsberetninger. Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web. I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

1998

- Nr. 259: Kontrol af konserveringsmidler og farvestoffer i legetøjskosmetik. Analytisk-kemisk kontrol af kemiske stoffer og produkter. Af Rastogi, S.C. & Jensen, G.H. 28 s., 50,00 kr.
- Nr. 260: Afløbskontrol af dambrug. Statistiske aspekter og opstilling af kontrolprogrammer. Af Larsen, S.E. & Svendsen, L.M. 86 s., 150,00 kr.
- Nr. 261: Udvidet pesticidmetode i forbindelse med grundvandsovervågning. Af Vejrup, K.V. & Ljungqvist, A. 52 s., 50,00 kr.
- Nr. 262: Proceedings of the 16th Mustelid Colloquium, 9th - 12th October 1997, Århus, Denmark. Ed. by Madsen, A.B., Asferg, T., Elmeros, M. & Zaluski, K. 45 pp., 40,00 DKK.

1999

- Nr. 263: Assessing the Impact of the Tunø Knob Wind Park on Sea Ducks. The Influence of Food resources. By Guillemette, M., Larsen, J.K. & Clausager, I. 20 pp., 40,00 DKK.
- Nr. 264: Phenoler i drikkevand. Præstationsprøvning. Af Nyeland, B. & Kvamm, B. 159 s., 80,00 kr.
- Nr. 265: Analyse af emissioner fra vejtrafikken. Sammenligning af emissionsfaktorer og beregningsmetoder i forskellige modeller. Af Winther, M. 120 s., 100,00 kr.
- Nr. 266: Biodiversity in Benthic Ecology. Proceedings from Nordic Benthological Meeting in Silkeborg, Denmark, 13-14 November 1997. By Friberg, N. & Carl, J.D. (eds.). 139 pp., 125,00 DKK.
- Nr. 267: Overvågning af fugle 1997-98, resultater fra feltstationerne. Af Laursen, K. (red.). 87 s., 70,00 kr.
- Nr. 268: Phtalates and Nonylphenols in Soil. A Field Study of Different Soil Profiles. By Vikelsøe, J., Thomsen, M., Johansen, E. & Carlsen, L. 126 pp., 50,00 DKK.
- Nr. 269: Tålegrænser for luftforurening. Anvendelse i strategisk miljøplanlægning. Integreret MiljøinformationsSystem IMIS-luftforurening. Af Bastrup-Birk, A., Tybirk, K., Wier, M. & Emborg, L. 123 s., 150,00 kr.
- Nr. 270: Produktion og forekomst af svovlbrinte i Mariager Fjord 1998. Af Fossing, H. & Christensen, P.B. 17 s., 40,00 kr.
- Nr. 271: Proceedings of the 12th Task Force Meeting in Silkeborg, Denmark, October 23-25, 1996. Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Acidification of Rivers and Lakes. By Larsen, S.E., Friberg, N. & Rebsdorf, Aa. (eds.). 49 pp., 40,00 DKK.
- Nr. 272: Forbrug af økologiske fødevarer. Del 1: Den økologiske forbruger. Af Wier, M. & Calverley, C. 130 s., 120,00 kr.
- Nr. 273: Mink *Mustela vison* og ilder *M. putorius*. Mink- og ilderjagten i Danmark 1996/97 og problemer med de to arter i forhold til små fjerkræhold. Af Hammershøj, M. & Asferg, T. 54 s., 60,00 kr.
- Nr. 274: Modeller til bestemmelse af Naturkvalitet på udvalgte Naturtyper ved anvendelse af Neurale netværk. Af Mark, S. & Strandberg, M. 70 s., 60,00 kr.
- Nr. 275: Indpasning af rekreative aktiviteter i forhold til fugleliv og odder i Skjern Å Naturprojekt - en biologisk udredning. Af Madsen, J., Madsen, J.B. & Petersen, I.K. 38 s., 40,00 kr.
- Nr. 277: Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1998. Af Johansen, P., Asmund, G. & Riget, F. 73 s., 100,00 kr.
- Nr. 279: Pesticider i drikkevand 2. Præstationsprøvning. Af Nyeland, B.A. 261 s., 80,00 kr.
- Nr. 280: Vurdering af effekten af en vindmøllepark ved Overgaard på forekomsten af fugle i EF-fuglebeskyttelsesområde nr. 15. Af Clausen, P. & Larsen, J.K. 31 s., 40,00 kr.
- Nr. 281: Control of Pesticides 1998. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T. & Petersen, K.K. 23 pp., 50,00 kr.
- Nr. 283: Krager, husskader og småvildt. En vurdering af prædationens effekt på småvildtbestande og muligheden for at begrænse effekten ved jagt og regulering. Af Asferg, T. 52 s., 60,00 kr.
- Nr. 284: Anskydning af vildt. Status for undersøgelser 1999. Af Noer, H., Hartmann, P., Christensen, T.C., Kanstrup & Hansen, E.B. 62 s., 80,00 kr.
- Nr. 285: Naturkvalitet - kriterier og metodeudvikling. Af Nygaard, B., Mark, S., Bastrup-Pedersen, A., Dahl, K., Ejrnæs, R., Fredshavn, J., Hansen, J., Lawesson, J., Münier, B., Møller, P.F., Risager, M., Rune, F., Skriver, J. & Søndergaard, M. 118 s., 130,00 kr.