

▲  
**DET ØKONOMISKE RÅD**  
▲ ▲  
S E K R E T A R I A T E T

**En kvantitativ biologisk analyse  
af dansk naturforvaltning  
med fokus på biologisk mangfoldighed**

**Mette Palitzsch Lund og Carsten Rahbek  
Arbejdsrapport 2000:1**

---

Sekretariatet udgiver arbejdsrapporter, hvori der redegøres for tekniske, metodemæssige og/eller beregningsmæssige resultater. Emnerne vil typisk være knyttet til dele af for-  
mandskabets redegørelser. Sekretariatet har ansvaret for arbejdsrapporterne.

Peder Andersen  
Sekretariatschef

ISSN 0907-2977 (Arbejdsblad - Det Økonomiske Råds Sekretariat)  
Tidligere udgivne arbejdsblade: se sidste side.

Fås ved henvendelse til:

Det Økonomiske Råd  
Sekretariatet  
Adelgade 13, 5.  
1304 København K

Tlf.: 33 13 51 28  
Fax: 33 32 90 29  
E-post: [dors@dors.dk](mailto:dors@dors.dk)  
Hjemmeside: [www.dors.dk](http://www.dors.dk)

Signaturforklaring:

- Oplysning kan ikke foreligge/foreligger ikke.

Som følge af afrundinger kan summen af tallene i tabellerne afvige fra totalen.

# **A Quantitative Biological Analysis of the Efficiency of Danish Nature Management – with Emphasis on Biological Diversity**

Mette Palitzsch Lund  
Zoological Museum, University of Copenhagen

and

Carsten Rahbek  
Zoological Museum, University of Copenhagen  
Working Paper 2000:1

**Abstract:** The Convention on Biological Diversity obliges contracting parties to develop national strategies that will preserve all biodiversity (including species). Denmark ratified the convention in 1994 and a national strategy was outlined in 1995. This strategy relies on red-listed species (those species identified as threatened) to act as focal species in developing management plans for conservation.

We investigate the performance of red-listed species to act as surrogates for all biodiversity. We used all available atlas data for Denmark to map the distributions of amphibians, bats, birds, butterflies, click beetles, large moths, and reptiles on a 10 x 10 km grid (n = 468), and examined the ability of priority areas chosen to conserve red-listed species to represent other non-target species. We found that while priority areas for red-listed species are effective at representing non-target species once, they were unable to identify suitable networks of priority areas that would represent all species more than once. More than one representation of each species is required to guarantee that populations are not vulnerable to extinction due to stochastic events and future deterministic actions. Hence, long term fulfillment of the obligations outlined in the Convention on Biological Diversity are unlikely if management is focused exclusively on red-listed species.

We also performed a gap analysis on the existing network of protected and other managed natural areas in Denmark to examine the efficiency of these in terms of representing species. The network of managed areas represents species more effectively than random area selection; 99% of non-red-listed species and 85% of red-listed species occur within the managed areas. However, the efficiency is much less than can be achieved using quantitative area selection methods that optimize species representation for a given area. In principal, a number of grid cells similar to that of the existing network of managed areas is sufficient to represent all species four times.

In light of these results, the strengths and weaknesses of the existing strategy are discussed and we advocate the development and implementation of an updated biodiversity strategy, which is science-based and data-driven. In addition, to ensure the future performance of nature management in Denmark, it is also essential to develop an investment plan to significantly increase data-collection and compilation. Finally, we advocate science based and data-driven approaches that will guarantee accountability and flexibility within the process of selecting priority areas. This will enable people and decision-makers to assess whether their values, national and international obligations are being applied faithfully when strategies for biodiversity management are developed and implemented.

**Keywords:** Ecological complementarity, conservation,  
biological diversity

**JEL:** Q2, C6, C8

## Indholdsfortegnelse

1. Indledning . . . . .	7
2. Analyseinstrument . . . . .	10
3. Datagrundlag . . . . .	13
3.1 Data for artsudbredelser . . . . .	13
3.2 Fordeling af arterne i atlasundersøgelserne i forhold til Rødlisten . . .	16
3.3 Arealdata . . . . .	17
4. Spørgsmål og anvendte metoder . . . . .	20
4.1 Hvad er det mindste areal som er nødvendigt for at sikre arterne? . . .	20
4.2 Hvor effektive er rødlistede arter til at udpege forekomster af alle arter? . . . . .	21
4.3 Hvor effektive er rødlistede arter fra de enkelte dyregrupper som indikatorer for alle arterne? . . . . .	21
4.4 Hvor effektivt beskyttes arterne i det eksisterende netværk af større naturforvaltede områder? . . . . .	22
4.5 Hvor mange områder skal der til for at få resten af arterne med? . . . .	25
5. Resultater . . . . .	25
5.1 Hvad er det mindste areal som er nødvendigt for at sikre arterne? . . .	25
5.2 Hvor effektive er rødlistede arter til at udpege forekomster af alle arter? . . . . .	27
5.3 Hvor effektive er rødlistede arter fra de enkelte dyregrupper som indikatorer for alle arterne? . . . . .	29
5.4 Hvor effektivt beskyttes arterne i det eksisterende netværk af større naturforvaltede områder? . . . . .	29
5.5 Hvor mange områder skal der til for at få resten af arterne med? . . . .	38
6. Konklusion . . . . .	39
7. Referencer . . . . .	42
Bilag 1. Dækning og artsrigdom i atlasundersøgelserne . . . . .	46
Bilag 2. Rødlistede arter i atlasundersøgelserne . . . . .	47
Bilag 3. Landsdækkende undersøgelser i Danmark . . . . .	50
Bilag 4. Definition af danske ynglende arter . . . . .	56
Bilag 5. Naturforvaltede områder i Danmark . . . . .	58

Bilag 6. Følsomhedsanalyse . . . . .	61
Bilag 7. Analysebias i naturforvaltningens omfang . . . . .	62

## 1. Indledning

Danmark har i forbindelse med Biodiversitets-konventionens artikel 6 & 8 forpligtet sig til at bevare biologisk mangfoldighed ("biological diversity"). Begrebet biologisk mangfoldighed eller biodiversitet er defineret i konventionen alene ud fra biologiske principper og indbefatter alle arter (alene berettiget i sig selv). Efter Danmarks ratificering af konventionen i december 1993 blev de danske forpligtelser indarbejdet i Energi- og Miljøministeriets status og strategi-rapport for forvaltningen af den biologiske mangfoldighed i Danmark (Skov- og Naturstyrelsen, 1996). Af denne fremgår det klart, at Danmark skal arbejde på at sikre bevarelse af den eksisterende, oprindelig hjemmehørende flora og fauna (det vil sige alle danske arter) og deres levesteder med de oprindelige danske artssamfund (det vil sige alle danske arter) (se f.eks. side 18-19 i Skov- og Naturstyrelsen, 1996). Den seneste OECD-rapport om Danmarks "environmental performance" kritiserede, at der i Danmark mangler overordnede strategier for bevarelse af den biologiske mangfoldighed (OECD, 1999). Nærværende analyse viser, hvordan en prioriterings-analyse baseret på artsudbredelser kan danne grundlag for en sådan strategi.

Forvaltningen af den biologiske mangfoldighed er primært begrænset af tre faktorer: 1) mængden af areal der kan forvaltes primært af hensyn til den biologiske mangfoldighed, 2) det eksisterende datagrundlag og vidensniveau, og 3) størrelsen af de økonomiske ressourcer som samfundet kan/vil afsætte til forvaltning og eventuel erhvervelse af sådanne områder. Dette gælder såvel i Danmark som i resten af verden. Det er derfor af største vigtighed, at de arealer og økonomiske ressourcer, der er til rådighed, anvendes så effektivt som muligt, og at datagrundlag og vidensniveau er af høj standard.

For at en metode til udvælgelse af naturforvaltede områder (= områder der primært forvaltes af hensyn til den biologiske mangfoldighed) skal være brugbar i praksis, er det vigtigt, at metoden ikke opfattes som dogmatisk, men nærmere som en fleksibel procedure til udforskning af konsekvenserne af at benytte forskellige værdier, målsætninger og data (Williams, 1998). Således vil beslutningstagere have det bedst mulige grundlag, når der skal træffes afgørelser om, hvilke områder der prioriteres frem for andre. Prio-

Dette arbejdsrapport er baggrundspapir til Dansk Økonomi, efterår 2000, hvor forfatterne bidrog med en kvantitativ biologisk analyse af dansk naturforvaltning med fokus på biologisk mangfoldighed. Analysen er opstillet i samarbejde med Det Økonomiske Råds Sekretariat. Mette P. Lund er biolog, og Carsten Rahbek er lektor, Ph.D., ved Zoologisk Museum, Københavns Universitet. Arbejdsrapporten er alene forfatternes ansvar.

En stor tak rettes til H. Baagøe (flagermus), K. Fog (padder & krybdyr), M. Grell og Dansk Ornitologisk Forening (fugle), S. Kaaber (sværmere & spindere), O. Martin (smældere), M. Stoltze (dagsommerfugle) for adgang til de respektive atlasundersøgelser. Ligeledes en stor tak til de hundredevis af mennesker, som på frivillig basis har bidraget til undersøgelserne. Skov- og Naturstyrelsen takkes for at stille digitaliserede arealdata over naturforvaltede områder til rådighed. P. Williams takkes for at stille Worldmap-programmet til rådighed, og K. T. Pedersen takkes for hjælp med databearbejdning. Medarbejderne ved 9. kontor, Skov- og Naturstyrelsen, takkes for gode råd og diskussioner. T. S. Romdal, F. W. Larsen & J. Bolding for kommentarer og kritik til udkast på manuskript. Mette Palitzsch Lund blev støttet af WWF Verdensnaturfonden/Novo Nordisk Biodiversitetslegat.

ritering er uudgøelig i praksis, da mange andre interesser end hensynet til den biologiske mangfoldighed skal tilgodeses inden for en begrænset arealressource. Både arter og områder kan være genstand for en prioritering. Det skal understreges, at en prioritering af visse områder ikke betyder, at de øvrige områder er uden værdi for den biologiske mangfoldighed, men blot at forvaltning af de prioriterede områder er mest påtrængende eller giver mest biologisk mangfoldighed for de afsatte ressourcer. De lavere prioriterede områder kan være yderst værdifulde i andre henseender, end efter de kriterier der prioriteres efter. Hvis kriterierne eller målsætningerne ændres kan sådanne områder endog blive højt prioriterede.

Gennemskuelighed og fleksibilitet er af stor vigtighed i en udvælgelsesproces, hvor visse områder prioriteres højere end andre (Williams, Burgess & Rahbek, 2000). Beslutningstagere og offentligheden bør have mulighed for at vurdere, hvilke værdier der ligger til grund for prioriteringsrækkefølgen og dermed udvælgelsesprocessen. For at gøre udvælgelsesprocessen gennemskuelig må de kriterier, der har betydning for hvilke beslutninger, der træffes præciseres så meget som muligt. Dette kan gøres ved at opdele processen. Først bør den værdi, der ønskes optimeret, identificeres, f.eks. antallet af arter inden for naturforvaltede områder eller tilhørende en bestemt truet artsgruppe. Dernæst bør de spørgsmål, man ønsker at besvare stilles så præcist som muligt: F.eks. indenfor hvilke områder findes de arter, man ønsker at beskytte, eller hvilke af disse områder er udsat for størst fare for at forsvinde og bør dermed have høj prioritet i forvaltningsarbejdet?

De seneste 30 år har især tre metoder været centrum for forskningen i, hvorledes man mest effektivt udvælger de vigtigste områder til bevarelse af den biologiske mangfoldighed (Williams, Burgess & Rahbek, 2000). Den første metode er den enkleste. Her udvælges de mest artsrige områder, hot spots for artsrigdom. "Hot spots" benyttes her og i det følgende for områder, der opnår en høj score for den værdi, der står efter ordet. Betydningen af ordet omfatter områder, der er meget artsrige, huser mange sjældne arter og samtidig er akut truede (Myers, 1988). Ved anvendelse af artsrigdom som prioriteringsgrundlag, rangordnes områderne efter, hvor mange arter de huser. Ønsker man at forvalte  $n$  områder, udvælges de højst rangerende  $n$  områder på listen (se f.eks. Prendergast et al. 1993). Fordelen ved at bruge artsrigdom som prioriteringsgrundlag er, at man ikke behøver at vide præcis, hvilke arter der findes i områderne, blot man kender antallet af arter. Den anden metode til udvælgelse af de vigtigste områder for den biologiske mangfoldighed anser begrænset artsudbredelse (endemisme) som særligt værdifuldt og udvælger derfor områder efter hotspots for sjældenhed. Ved anvendelse af endemismekriteriet som prioriteringsgrundlag identificeres f.eks. de 25% mindst udbredte arter (nederste kvartil, Gaston, 1994), hvorefter områderne rangordnes efter, hvor mange sjældne arter de huser. Ønsker man at forvalte  $n$  områder udvælges de højst rangerende  $n$  områder på listen (se f.eks. Williams et al., 1996). Alternativt har f.eks. BirdLife arbitrært defineret, at alle fuglearter med en udbredelse der er mindre end 50.000 km<sup>2</sup>, er endemiske, og at områder, hvor to sådanne arter overlapper, er endemismecentre der skal prioriteres højt beskyttelsesmæssigt (Bibby et al., 1992). Fordelen ved endemisme-



kriteriet er man kun behøver at kende udbredelserne af de mindst udbredte arter (det antages at man ved hvilke de disse arter er). Den tredje metode søger at repræsentere som mange forskellige arter som muligt og helst alle arter i de  $n$  områder, der skal forvaltes. Denne metode benytter sig af *komplementaritet* (Vane-Wright, Humphries & Williams, 1991), som her refererer til, i hvilken grad et nyt område bidrager med arter, der endnu ikke er repræsenterede i et sæt af allerede udvalgte områder. Metoden adskiller sig fra de to første ved at beskæftige sig med forskelligheder i artssammensætningen områder imellem, og denne metode kræver, at udbredelsen af alle arter kendes. Ønsker man at forvalte  $n$  områder, udvælges de  $n$  områder, der har den højeste komplementære artsrigdom. Komplementaritetsprincippet er ofte blevet benyttet, hvor et netværk af områder har skullet identificeres (se f.eks. Lombard, 1995; Williams et al., 1996; Howard et al., 1998).

Forskning har påvist både teoretisk og empirisk, at komplementaritetsprincippet er den mest effektive metode (det vil sige flest arter i forhold til det areal som man ønsker at forvalte) sammenlignet med hotspots for artsrigdom og hotspots for sjældenhed (Williams et al., 1996; Csuti et al., 1997; Reyers, van Jaarsveld & Krüger, 2000; Williams, Burgess & Rahbek, 2000). Metoden er krævende, da datagrundlaget skal være detaljeret, men omkostningen opvejes af en bedre udnyttelse pr. arealenhed, i forhold til det areal en ad hoc udvælgelse af naturforvaltede områder medfører (Balmford & Gaston, 1999). Derudover er komplementaritetsprincippets evne til at identificere præcis, hvilke arter der retfærdiggør valget af hver enkelt område i et prioriteret sæt, en stor fordel. Det fremmer gennemsigtighed i processen og kan vejlede svære beslutninger i forvaltningen. Samtidig giver komplementaritetsprincippet oplysninger om hvilke alternative områder der måtte findes (Williams 1999).

Metoder til udvælgelse af vigtige områder for bevarelse af den biologiske mangfoldighed må bygge på antagelsen om, at visse arter eller artsgrupper kan fungere som indikatorer for andre arter eller som surrogater for den biologiske mangfoldighed som helhed (Vane-Wright, Humphries & Williams, 1991; Ryti, 1992; Faith & Walker, 1996; Williams, 1998). Surrogatforhold mellem en indikator og biologisk mangfoldighed kan kun testes indirekte, da der mangler udbredelsesdata for mange af Danmarks arter. Skønmæssigt er kun knap 20% af Jordens arter fundet og videnskabeligt beskrevet ved navn (May, 1999). Det er imidlertid muligt at undersøge, hvor effektivt velundersøgte artsgrupper repræsenteres inden for et sæt af naturforvaltede områder (Margules & Usher, 1981), og dermed også hvor effektivt et sæt af prioriterede områder for én velundersøgt artsgruppe repræsenterer andre velundersøgte artsgrupper (se f.eks. Howard et al., 1998; Williams, Burgess & Rahbek, 2000). I de tilfælde, hvor en sådan sammenhæng kan sandsynliggøres, er der begrundet forventning om, at også mindre undersøgte eller ukendte arter kan have fordel af en forvaltning med hovedvægt på de identificerede artsgrupper. Effektive indikatorforhold er imidlertid ikke entydige på regional og lokal skala (Gaston 1996; Reid 1998), hvilket vil sige at den samme artsgruppe i nogle regioner vil vise sig som en effektiv indikator og i andre ikke. Indikatorforhold mellem artsgrupper bør derfor som hovedregel ikke antages (Williams, 1998), men undersøges,

hvor de økonomiske forhold tillader det, eller data allerede måtte være tilgængelige. For Danmark findes der udover nærværende rapport netop en sådan analyse om indikator- og kongruensforhold (Lund & Rahbek, indsendt). Den viser, at sværmere og spindere (sommerfugle), flagermus, dagsommerfugle og fugle kan benyttes som indikatorer for forekomst af andre arter. Sommerfuglegruppen sværmere og spindere var mest effektive, mens fuglegruppen var mindst effektiv.

For langt størstedelen af Danmarks ca. 30.000 arter (Skov- og Naturstyrelsen, 1996) er kendskabet til de enkelte arters reelle udbredelse inden for Danmark sporadisk, meget fragmenteret eller kun erkendt i overordnede grove træk. For nogle artsgrupper findes der dog landsdækkende undersøgelser over arters forekomst inden for et netværk af kvadrater dækkende Danmark – de såkaldte atlasundersøgelser. Denne type data er ud over at være af kvantitativ karakter også ofte karakteriseret ved høj kvalitet og afspejler generelt arters udbredelse i Danmark (på undersøgelsestidspunktet, som typisk er standardiseret til en forholdsvis kort årrække). Disse karakteristika er forudsætningen for den type af kvantitative undersøgelser som præsenteres i denne rapport.

Rapporten behandler to spørgsmål:

1) hvor god er en særlig gruppe af arter (rødlistede arter) til at udvælge områder, der repræsenterer den brede mangfoldighed af arter? Det er et spørgsmål, der kommer tæt på den virkelighed, man står overfor i forvaltningen og inden for naturbevarelse, hvor der skal træffes beslutning om, hvilke områder der bedst sikrer den biologiske mangfoldighed, samtidig med at man kun har adgang til udbredelsesdata for relativt få artsgrupper.

2) er arterne beskyttede? Findes alle arter med fast yngleføremkomst i Danmark inden for de naturforvaltede områder? De områder, der huser arter, der ikke er omfattet af den nuværende forvaltning, bør have høj prioritet ved en eventuel udbygning af det eksisterende netværk af naturforvaltede områder.

## 2. Analyseinstrument

Vi benytter to metoder inden for prioriteringsanalyser, ”*near-minimum set*” og ”*near-maximum coverage analysis*”, til at belyse problemstillingerne. ”Near-minimum set” (herefter benævnt *minimumsæt*) blev introduceret af Margules, Nicholls & Pressey (1988): I erkendelse af, at det er nødvendigt at gøre noget for at bevare den biologiske mangfoldighed, og i erkendelse af, at både arealressourcen og de økonomiske ressourcer er begrænsede, bør det mindste sæt af områder, der i kombination bedst muligt sikrer mindst én repræsentation af alle arter, findes. Eller en målsætning om mere end én repræsentation (bestand) af hver art kan behandles: ”Hvilke og hvor mange områder er nødvendige for at opnå at alle dagsommerfuglearter er repræsenteret mindst tre gange?”. Ved at sikre flere bestande for hver art fordelt i flere områder (i modsætning til blot én repræsentation og dermed ét område med hver enkelt art) forbedres arternes overlevelschancer. Dette gælder, hvad enten trusler måtte være af deterministisk karakter (f.eks. inddragelse til byzone eller motorvej) og dermed i princippet kontroller-

bare eller om samspil af tilfældige hændelser kunne føre til lokal (national) uddøen. "Near-maximum coverage analysis" (Church, Stoms & Davis, 1996) (herefter benævnt *maksimum-analyse*) behandler problemstillingen lidt anderledes, idet en målsætning angående det naturforvaltede areal lægges ind i analysen: "Hvilke områder vil i kombination repræsentere flest fuglearter inden for en ramme på 10% af det danske areal?" I denne rapport vil maksimum-analyse blive benyttet til at belyse spørgsmål af typen: "Hvilke områder vil repræsentere flest mulige arter og derefter flest mulige repræsentationer af de pågældende arter indenfor  $n$  kvadrater?"

At anvende komplementaritetsprincippet i en prioriteringsanalyse til at udvælge områder, der effektivt repræsenterer biologisk mangfoldighed, er ikke helt enkelt. Den procedure, der her er brugt, baserer sig på Margules, Nicholls & Pressey (1988), hvis mål var at identificere minimumsæt. Der er imidlertid tilføjet tre vigtige trin til den algoritme som Margules, Nicholls & Pressey lancerede (Williams, Burgess & Rahbek, 2000): 1) en test til at frasortere områder der set i bakspejlet er overflødige med hensyn til de arter som de pågældende områder bidrager med; 2) gentagelse af proceduren for én, to eller flere repræsentationer af hver art indtil et på forhånd fastsat antal områder er opnået; og 3) til sidst en sortering af områderne efter komplementær artsrigdom. Algoritmen er gennemgået i tabel 1. Alle de procedurer, der beskrives i denne rapport, er automatiseret i Worldmap software til almindelige pc'ere (Williams, 1999). Dette gør, at analyserne kan foretages indenfor nogle få minutter ved hjælp af redskaber der er tilgængelige overalt i verden. Et hurtigt analyseforløb er vigtigt, således at mange variationer over de samme problemstillinger nemt kan udforskes, og resultater rutinemæssigt kan efterprøves efterhånden, som supplerende data bliver tilgængelige fra nye undersøgelser og overvågningsprogrammer.

Som det fremgår af tabel 1, sker udvælgelsen af områder efter højeste komplementære artsrigdom i sjældne (endemiske) arter. Efterhånden som områder bliver inkluderet i det prioriterede sæt af områder, vil de arter, som endnu ikke er repræsenterede være mere og mere almindelige. Eftersom sjældenhed her benyttes i betydningen "begrænset udbredelse", vil det imidlertid hele tiden være muligt at identificere, hvilke af de arter der endnu ikke forekommer inden for sættet af områder, der har den mest begrænsede udbredelse, indtil alle arter er registreret i det prioriterede sæt af områder.

*Tabel 1. Den benyttede algoritme i Worldmap-programmet*

Trin	Procedure
1	Vælg alle områder med arter, der kun er registreret én gang
2	Den følgende regel gentages, indtil alle arter er repræsenterede: a Vælg områder med den største komplementære artsrigdom i de sjældneste arter (d.v.s. de arter som er registreret i færrest felter). Hvis der er områder, der er lige gode, da b Vælg blandt disse områder, det område der har den største komplementære artsrigdom i de næst-sjældneste arter. Er der stadig områder, der er lige gode, da Er der stadig flere områder der er lige gode, da: c Vælg blandt de resterende lige gode områder, det område der har det laveste kvadratcellenummer (dette er en arbitrær regel der hellere benyttes end tilfældigt valg, for at sikre at forløbet kan gentages). (Gentag trin a-d indtil alle arter er repræsenterede.)
3	Identificér og fravælg områder der set i bakspejlet er unødvendige for at repræsentere alle arter.
4	Gentag trin 1-3 således at alle arter er repræsenterede mindst én, to eller flere gange, indtil det på forhånd fastsatte antal områder, $n$ , er opnået eller overskredet. Der ses bort fra områder udvalgt i ét forløb (én iteration), når næste forløb påbegyndes.
5	Sortér områder efter komplementær artsrigdom. Hvis den komplementære artsrigdom tæller alle arter inden alle områder er sorteret, eller hvis forøgelsen af den maksimale komplementære artsrigdom falder til 0, fortsæt da med at sortere områder ved påny at sætte den kumulative artsrigdom til 0 (ved at ignorere tidligere sorterede områder; arter med mere begrænset udbredelse end en givet repræsentationsmålsætning; og arter som allerede er repræsenteret det målsatte antal gange inden for mindre sæt af områder), og start igen ved at sortere komplementær artsrigdom fra den nuværende position på listen over områder. Den kumulative artsrigdom nulstilles så ofte som nødvendigt, indtil alle områder er sorteret.
6	Vælg de første $n$ områder på den sorterede liste over områder.

Anm.: Algoritmen der ligger til grund for først prioritering og siden udvælgelse af områder, i det benyttede Worldmap-program. Arter er brugt som parameter i eksemplet her, men andre parametre som f.eks. naturtyper, jordpriser eller trusselsniveau, kan indbygges i algoritmens udvælgelseskriterier. Kilde: Williams, Burgess & Rahbek, 2000.

Det er nødvendigt at kunne relatere de observerede resultater i forhold til, hvad man kan forvente. Dette sker ved at forholde resultaterne til, hvor stor en del af den biologiske mangfoldighed, der kan repræsenteres i et netværk af områder, der er udtaget tilfældigt. Man kan sige, at områder aldrig udvælges tilfældigt i praksis. Områdeudvælgelsesmetoder, der ikke tager højde for information om biologisk mangfoldighed, kan imidlertid have konsekvenser svarende til tilfældig udvælgelse (Williams, Burgess & Rahbek, 2000). Vi simulerer tilfældig udvælgelse fra de områder, hvorfra der findes artsdata. Dette gentages 1000 gange for at estimere medianen (og dertil hørende 95% konfidensgrænser) af arter, der kan forventes at findes i tilfældigt udvalgte områder.

En stor fordel ved, at områder af høj biologisk værdi identificeres på den trinvis måde skitseret i tabel 1, er, at det bliver muligt efterfølgende at vurdere baggrunden for at et givet område er inkluderet i det prioriterede sæt. Udvalgsprocessen er gennemskuelig og fleksibel, og det er på ethvert tidspunkt muligt at fastslå hvilke arter de enkelte områder bidrager med, og eventuelle alternativer til disse områder kan findes. Dette giver et stærkt administrativt redskab når naturforvaltning skal forholdes til en politisk defineret prioritering (som f.eks. rødlistede arter), samt overfor offentligheden idet det altid tydelig vil fremgå, hvorfor nogle områder er vigtigere end andre i en regional, national eller international sammenhæng.

I Australien, Sydafrika og visse stater i USA inddrages komplementaritetsprincippet allerede i naturforvaltningen. Der findes en omfattende videnskabelig litteratur indenfor emnet fra disse lande og fra England.

### **3. Datagrundlag**

#### **3.1 Data for artsudbredelser**

En prioriteringsanalyse må hvile på et detaljeret datagrundlag for arternes udbredelse i hele Danmark (eller for hele den landenhed man ønsker at foretage prioriteringer inden for). Den rumlige opløselighed af udbredelsesdata bør endvidere være på en skala, hvor resultaterne kan danne grundlag for beslutninger, som kan implementeres i praksis (Prendergast, Quinn & Lawton, 1999).

Ud over udbredelsesdata bør man ideelt set også for hver enkelt art have og inddrage populationsdynamiske data relevante for vurdering af den national bestands levedygtighed over tid; data for ikke-biologiske og biologiske faktorer, der påvirker arternes overlevelse; data om sociale faktorer og arealudnyttelse i øvrigt, der kunne påvirke hvor velegnet et givent område er (også fremover) for en given art; data om samspillet mellem områder (konnektiviteten) og deres bestande. Sådanne data kan, hvis de eksisterer, alle inddrages og vægtes i den kvantitative analyse-metode anvendt i nærværende rapport om hvorledes et givent område bør prioriteres (og hvorfor) i forhold til andre områder. Desværre eksisterer denne type detaljerede informationer ikke på nuværende tidspunkt for nogen dansk dyregruppe som helhed, men kun for nogle ganske få arter

der forvaltningsmæssigt har været arts-specifik fokus på i anden forbindelse (f.eks. skarv). Ikke desto mindre kan man skelne mønstre af biologisk værdi for prioriterings-analyse alene fra de udbredelsesdata, som er indsamlet og til rådighed.

*Tabel 2. Atlasundersøgelser der indgår i analysen*

Atlasundersøgelser	Antal arter	Undersøgte kvadrater, $N = 633$
Hvirvelløse dyr		
Smældere	23	28 %
Dagsommerfugle	62	100 %*
Sværmere og spindere	161	88 %
Hvirveldyr		
Padder og krybdyr	19	95 %
Fugle	189	98 %
Flagermus	14	54 %
Total	468	

Anm.: De seks atlasundersøgelser og antallet af undersøgte 10 x 10 km kvadrater i hver undersøgelse. \*De enkelte atlasundersøgelser benytter kvadratnettet forskelligt. Der er f.eks. ikke enighed om hvor meget landjord et kystkvadrat skal indeholde for at det skal indgå i undersøgelserne. At dagsommerfugle-atlasset her opnår en dækningsprocent på 100 % skyldes, at nærværende analyse benytter samme kvadratnet som dagsommerfugle-atlasset. Dagsommerfugle-atlasset følger det for entomologiske undersøgelser standardiserede kvadratnet (Enghoff & Smidt Nielsen, 1977).

Seks atlasundersøgelser udgør det faunistiske datagrundlag for analysen. Det drejer sig om følgende dyregrupper: smældere (Martin, 1989), sværmere og spindere (Kaaber, 1982), dagsommerfugle (Stoltze, 1994), fugle (Grell, 1998), padder og krybdyr (Fog, 1993) og flagermus (Baagøe, i trykken) (se bilag 1). Tilsammen dækker disse atlasundersøgelser i alt 468 arter (tabel 2) svarende til ca. 2% af Danmarks anslåede 30.000 arter. Heraf findes 160 på Rødlisten (tabel 3 og bilag 2). Kun landlevende og amfibiske dyr er med i analysen. Lidt under halvdelen af arterne er hvirveldyr, og resten af arterne i analysen er insekter. I naturen udgør hvirveldyr mindre end 5% af den samlede biodiversitet (May, 1999).

Tabel 3. Røddlistede arter i Danmark og i atlasundersøgelserne

Artsgruppe	Artsantal i DK	Heraf rødlistede arter	Artsantal i atlas	Heraf rødlistede arter
Svampe	3.000	29%		
Laver	950	60%		
Karplanter	1.050	21%		
Døgnfluer	42	48%		
Slørvinger	25	40%		
Guldsmede	50	42%		
Bredtæger	56	27%		
Biller	3.674	26%	23	17 (74%)
Vårfluer	168	32%		
Natsommerfugle*	900	16%	161	34 (21%)
Kølle-sværmere*	8	63%		
Dagsommerfugle	73	49%	62	27 (44%)
Svirrefluer	269	32%		
Kvægmyg	24	29%		
Ferskvandsfisk	38	39%		
Padder**	14	36%	19	6 (32%)
Krybdyr**	7	29%		
Fugle	200	37%	189	66 (35%)
Pattedyr	50	30%	14	10 (71%)
Total	10.598	30% (3.142)	468	160 (34%)

Anm.: Delvist gengivet fra Stoltze & Pihl, 1998.

\* I atlasundersøgelsen behandlet som én gruppe.

\*\* I atlasundersøgelsen behandlet som én gruppe.

Ovenstående atlasundersøgelser er (med én undtagelse, se nedenfor og bilag 3 om landsdækkende undersøgelser i Danmark) udtryk for den eksisterende viden om den danske fauna hvad angår standardiserede, landsdækkende undersøgelser med en kvadratstørrelse på maksimalt 10 x 10 km (figur 1). I et internationalt perspektiv er 10 x 10 km en ekstremt fin skala for nationale udbredelsesdata for hele artsgrupper – men stadigvæk en grovere opløselighed end ideelt ønskeligt i forhold til biotopstørrelsen i det naturfragmenterede danske landskab. Trods det begrænsede datagrundlag vil vi vise, at det er fordelagtigt at bruge den viden, der findes, når den danske natur skal forvaltes, samtidig med at en strategi for indsamling af et bedre datagrundlag udarbejdes og implementeres.

Alternativet til en kvantitativ analytisk metodik som grundlag for biodiversitetsprioriteringer er subjektive prioriteringer: 1) hvis beslutnings-grundlag kan være ugennemskuelige; 2) hvis resultat ikke kan eftergøres og efterprøves, hvorfor de er sværere at diskutere, retfærdiggøre eller betvivle; 3) hvis resultater ikke kan vurderes i forhold til alternative muligheder; 4) som senere er svære at evaluere for derigennem at sikre fremtidige forbedringer af en vedtaget strategi om fordeling og forbrug af ressourcer. En naturforvaltnings-strategi byggende på manglende eller mangelfulde data gør at man ikke kan se, hvad man rent faktisk får, og hvad man mister (fravælger) ved en given prioritering.

### **3.2 Fordeling af arterne i atlasundersøgelserne i forhold til Rødlisten**

Rødlisten er en oversigt over arter, der er forsvundet, ved at forsvinde eller sjældne (Stoltze & Pihl, 1998). Udover at skabe opmærksomhed ved at sætte fokus på truede arter, jævnfør forpligtelser overfor Biodiversitetskonventionen, er intentionen med Rødlisten også at danne grundlag for prioritering af naturovervågningen og for naturforvaltning og beskyttelsesarbejde i Danmark. I Rødlisten indgår ynglende arter fra 19 plante- og dyregrupper, i alt 3.142 arter (tabel 3). For halvdelen af disse gruppers vedkommende findes der ikke atlasundersøgelser med reference til det standardiserede UTM-kvadratnet (figur 1). En atlasundersøgelse for karplanter er imidlertid undervejs og en tilsvarende undersøgelse for hele pattedyrgruppen er netop påbegyndt. Endelig findes en grundig atlasundersøgelse for svirrefluer, men den er – endnu – ikke tilgængelig digitalt.

Flere atlasgrupper er ikke identiske med de grupper, der optræder på Rødlisten. Det drejer sig om smældere (undergruppe af biller) og flagermus (undergruppe af pattedyr). Desuden er fire af grupperne på Rødlisten slået sammen to og to i atlasundersøgelserne: natsommerfugle og køllesværmere er behandlet under et som sværmere og spindere, ligesom padde og krybdyr er behandlet som én gruppe. Dette forventes kun at have ringe betydning for analysen. Det vil derimod sandsynligvis betyde noget for analysen, at hverken svampe- eller planteriget er repræsenteret, da disse organismegrupper er langt de artsrigeste i Rødlisten og kan have anderledes udbredelsesmønstre. Ligeledes vil det sandsynligvis have betydning at andelen af rødlistede arter i de grupper, der er behandlet i Rødlisten og i atlasundersøgelserne, ikke er i samme størrelsesorden. Specielt bør bil-



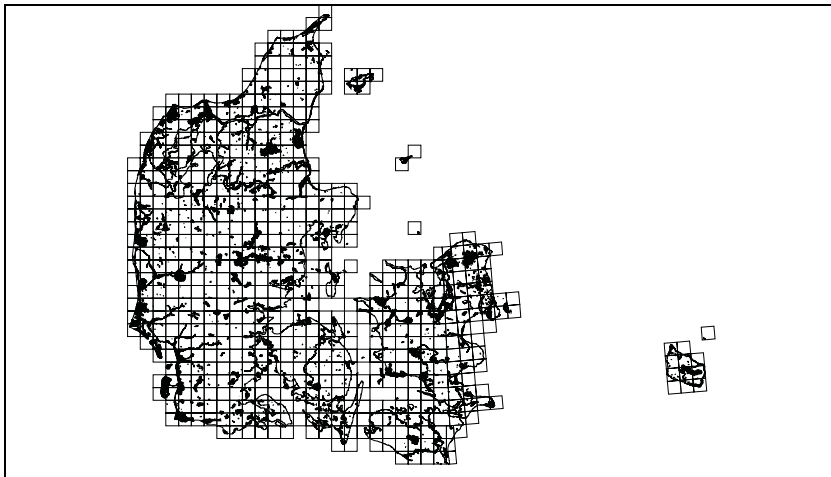
le- og pattedyrgruppen fremhæves, idet de undergrupper, der på nuværende tidspunkt findes atlasundersøgelser for, har en meget højere andel af rødlistede arter end gruppen som helhed (de undersøgte undergrupper er begge knyttet til skov). Det kan ikke uden en egentlig analyse fastslås, om det er til fordel eller til ulempe for undergruppens værdi som indikatorer for biodiversitet. Overordnet svarer andelen af rødlistede arter i atlasundersøgelserne (34%) til andelen af rødlistede arter i de grupper der er medtaget i Rødlisten (30%).

Visse arter er ikke medtaget i analyserne i denne rapport, selvom de måtte være registreret i en af de seks atlasundersøgelser. I analyserne i denne rapport medtages kun arter der har fast ynglefremkomst i Danmark. Da der ikke eksisterer en sådan officiel definition, har vi defineret begrebet "arter med fast ynglefremkomst i Danmark" (se bilag 4). Denne sortering sker for at undgå at arter, som er indslæbte, har en ustabil/sporadisk ynglefremkomst, eller som er under mulig men ikke sikker (gen-)indvandring, bliver anledning til at et område får en høj prioritet på bekostning af danske arter med fast ynglefremkomst. Arter der ikke opfylder kravene i bilag 4, bør imidlertid ikke nødvendigvis betragtes som uønskede eller uinteressante for den danske fauna. Nogle få rødlistede arter opfylder ikke kravene i bilag 4. Det drejer sig typisk om arter, der i Danmark lever på kanten af deres udbredelsesområde, eller har sporadisk satellit-fremkomst, men som i øvrigt er almindelige andre steder, hvor artens hovedudbredelse findes. Da vi her undersøger rødlistede arters indikatorværdi i forhold til alle arter, er de pågældende arter medtaget i analyserne. Arter fra alle kategorier i Rødlisten indgår i analyserne såfremt ynglefremkomst er observeret i atlasundersøgelser-perioderne. Af de 160 rødlistede arter er 8 arter forsvundet (Ex), 35 arter er akut truet (E), 67 arter er sårbare (V) og 50 er registreret som sjældne (R).

### 3.3 Arealdata

Forvaltningen af naturområder og beskyttelse af arter er i Danmark underlagt flere love og strategier (se bilag 5 for gennemgang). Vi benytter to typer af naturforvaltede områder: fredninger og Natura 2000-områder (figur 1). Disse naturforvaltede områder er udvalgt, da de har en vis udstrækning, og da hovedparten af de øvrige naturforvaltede områder ligger inden for Natura 2000-netværket (se bilag 5). Dette gælder imidlertid ikke mængden af små områder beskyttet efter den generelle beskyttelse i Naturbeskyttelsesloven (§3). Denne beskyttelse udgør en af grundpillerne i dansk naturforvaltning, da levestederne for den vilde flora og fauna herved sikres mod fysiske indgreb (med undtagelse af skovarterne). Flere af de største sammenhængende §3-områder ligger inden for Natura 2000-netværket, men langt størstedelen af områderne er meget små (fra 0,25 ha) og meget fragmenterede, og områderne forvaltes enkeltvist og uden sikkerhed for, at tilstanden opretholdes. Med den nuværende opløselighed i datagrundlag for artsudbredelser (100 km<sup>2</sup> = 10.000 ha) er det ikke muligt at sammenkoble de to datasæt på basis af biologisk forsvarlige antagelser. Som følge af disse problemer er §3-områder ikke medtaget i analyserne. Der kan dog næppe være tvivl om at den generelle beskyttelse af levesteder er af positiv betydning for den biologiske mangfoldighed, og der bør tages forbehold for, at §3-områder ikke er medtaget, når resultaterne fortolkes.

Figur 1. Naturforvaltede områder i Danmark og 10 x 10 km UTM-net



Anm.: Atlasundersøgelserne refererer til 10 x 10 km UTM-kvadratnet (for uddybning af UTM-kvadratnettet, se bilag 3). De viste områder er større naturforvaltede områder i Danmark, bestående af fredninger og Natura 2000 områder. Det totale areal der er enten fredet eller omfattet af Natura 2000-netværket udgør 4.200 km<sup>2</sup> (9,7% af Danmarks areal).

Fredede områder er udpeget på grundlag af landskabelige, kulturhistoriske, naturvidenskabelige og undervisningsmæssige værdier. Der kan på nuværende tidspunkt ikke skelnes mellem de forskellige typer fredninger på de digitale kort. En vis afgrænsning har dog været mulig. De her benyttede data omfatter fredninger af en arealmæssig udstrækning, således at f.eks. kirkefredninger og andre fredninger af punktkarakter ikke indgår. Det digitale kort over fredede områder er ifølge Skov- og Naturstyrelsen senest opdateret i 1998. Fredninger indeholder ikke nødvendigvis bestemmelser om regelmæssig pleje. Det gælder især de ældre fredninger. En evaluering af effekten af de ældre fredninger ville være gavnlige for at kunne konstatere, om de pågældende ordninger yder mere end formel beskyttelse.

Områderne i Natura 2000-netværket er udpeget på grundlag af europæiske interesser for den biologiske mangfoldighed. Disse interesser er ikke nødvendigvis sammenfaldende med de danske. Arter, der betragtes som truede eller særligt karakteristiske for Danmark, anses ikke nødvendigvis for at være truede i Europa. Omvendt er visse arter sjældne i Europa, men almindelige i Danmark. Anvendelsen af Natura 2000-netværket i analysen medfører antagelsen om at disse områder indeholder naturværdier, der også har interesse i en national strategi for den biologiske mangfoldighed. I tabel 4 og 5 redegøres der for antallet af arter og naturtyper (eng, hede, mose osv.), der både er omfattede af europæiske og nationale interesser.

Tabel 4. Forholdet mellem europæisk og dansk beskyttelse af arter

	Navngivne arter, der omfattes af beskyttelse i Natura 2000-områder i Danmark	Heraf rødlistede arter	Heraf fredede arter efter dansk lov	Heraf enten rødlistede og/eller fredede arter
Habitatområder, bilag II arter	39	25 (64%)	21 (54%)	28 (72%)
Fuglebeskyttelsesomr., liste I arter	15	8 (53%)	15 (100%)	15 (100%)
Fuglebeskyttelsesomr., artikel 4.2 rastende	36*	19* (53%)	18* (50%)	29* (81%)
Total	90	52 (58%)	54 (60%)	72 (80%)

Anm.: Arter der omfattes af beskyttelse i Natura 2000-områder, og andelen af disse arter der er rødlistede og/eller omfattede af fredning efter dansk lov.

\* Rastende fuglearter er pr. definition ikke opført på Rødlisten. Rastende arter betragtes af Danmark som nationale ansvarsarter, når Danmark huser mere end 20% af den samlede bestand i træktiden eller når arterne globalt er sjældne. Nationale ansvarsarter er opført i Gulliste 1997 (Stoltze, M. & Pihl, S., 1998). Rastende arter indgår ikke i analysen.

Tabel 5. Forholdet mellem europæisk og dansk beskyttelse af naturtyper

	Danske naturtyper omfattet af habitatdirektivet	Heraf naturtyper der indgår i analysen
Beskyttet	40	40
Delvis beskyttet	6	5
Ikke beskyttet	14	9
Total	60	54

Anm.: Størstedelen af de naturtyper der omfattes af beskyttelse i Natura 2000-områder, er i forvejen beskyttet efter dansk lovgivning. Undtagelser er naturtyper i skov og på det marine område der typisk ikke er dækket af den eksisterende danske lovgivning. Marine områder indgår ikke i analysen (6 naturtyper).

## 4. Spørgsmål og anvendte metoder

### 4.1 Hvad er det mindste areal (~ressourcer) som er nødvendigt for at "sikre" arterne?

Det mindste areal, der er nødvendigt for at repræsentere alle arter mindst én gang, findes ved en analyse af minimumsæt (afsnit om Analyseinstrument side 5; Margules, Nicholls & Pressey, 1988; Pressey et al., 1993; Williams, 1996). Vi undersøger, hvilke og hvor mange områder minimumsæt for henholdsvis rødlistede arter ( $n = 160$ ) og for alle arter ( $n = 468$ ) udgør, og hvor stort det rumlige overlap mellem de to minimumsæt er i Danmark.

Et minimumsæt består af områder, der inddeles i tre typer: områder der ikke kan erstattes af andre, delvist fleksible områder og fuldt fleksible områder:

#### *Ikke-fleksibelt område*

huser en eller flere arter, der kun forekommer i det pågældende område og ingen andre steder (unik artsforekomst).

#### *Delvist fleksibelt område*

huser arter, der ikke har indbyrdes overlappende eller tilstødende udbredelser andre steder. Visse kombinationer af andre områder vil tilsammen kunne repræsentere det samme sæt af arter, men flere arealer er nødvendige for at opnå samme effekt, hvis et delvist fleksibelt område skal erstattes. De alternative områder fravælges altid i et minimumsæt, hvor formålet er at opnå beskyttelse af alle arter på så lille et sæt arealer som muligt. De alternative områder kan dog inddrages, hvor andre forhold taler for det.

### *Fuldt fleksible områder*

huser en eller flere arter som forekommer i flere områder. Der kan vælges frit imellem disse alternative områder.

Desuden kan det være nødvendigt at lægge obligatoriske områder ind i analysen, f.eks. hvis et allerede eksisterende netværk skal udbygges med nye områder. De eksisterende områder optræder da i analysen som obligatoriske områder. Obligatoriske områder kan også være områder, som indeholder vigtige vinterkvarterer for visse arter (i denne analyse eksemplificeret ved flagermus). Omfattes vinterkvarterne ikke af en form for beskyttelse, har beskyttelse af yngleområder ringe effekt.

#### **4.2 Hvor effektive er rødlistede arter til at udpege forekomster af alle arter, og hvor meget (~antal repræsentationer af de enkelte arter) kan man få for en given mængde ressourcer (~areal)?**

I en maksimum-analyse kan resultatet af forskellige målsætninger undersøges (afsnit om Analyseinstrument side 5; Church, Stoms & Davis, 1996). Her undersøger vi først, hvor mange gange alle arterne repræsenteres inden for områder udvalgt på grundlag af rødlistede arter ( $n = 160$ ). De på forhånd arbitrært fastsatte målsætninger for størrelsen af det naturforvaltede areal er henholdsvis 20, 40, 60 og 80 områder. Derefter sammenligner vi disse resultater med, hvor effektiv den samme udvælgelse er, når data for alle arter ( $n = 468$ ) benyttes direkte til at udvælge 20, 40, 60 og 80 områder. På denne måde får vi information om hvor effektive rødlistede arter er som "short cut" til at repræsentere alle arter (~ biologisk mangfoldighed). Der kan sættes spørgsmålstegn ved, hvor langt diskussionen om områder forvaltet primært af hensyn til den biologiske mangfoldighed, er realistisk. Det er i høj grad politisk defineret. World Conservation Union (IUCN) og EU har en målsætning for naturbeskyttelse, hvor 10% af arealet er nævnt som et ønskværdigt mål (World Conservation Union (IUCN), 1992, i Soulé & Sajayan, 1998; EEA, 1999). Hvorvidt 10% af arealet er nok til at sikre den biologiske mangfoldighed, er også omdiskuteret (Soulé & Sajayan, 1998). Vi vil imidlertid i denne og i den følgende analyse bl.a. inddrage 10% målsætningen for at have noget at forholde vore resultater til. 10% af det danske areal svarer til ca. 60 kvadrater.

#### **4.3 Hvor effektive er rødlistede arter fra de enkelte dyregrupper som indikatorer for alle arterne?**

Brugbarheden af de rødlistede arter fra hver enkelt dyregruppe som surrogat for den biologiske mangfoldighed testes i en maksimum-analyse ved at undersøge, om der forekommer flere arter fra alle atlasgrupperne tilsammen i områder udvalgt på baggrund af data for rødlistede arter, end det ville kunne forventes på baggrund af tilfældig udvælgelse af områder.

For at en gruppe af rødlistede arter vurderes at være en effektiv indikator, anvender vi som kriterium, at gruppen bør være signifikant bedre til at vælge områder der repræsenterer alle arter, end det antal arter den øvre 95% konfidensgrænse for den tilfældige stikprøve repræsenterer. Hvis der i et sæt af områder udvalgt på baggrund af en gruppe

røddlistede arter forekommer flere arter fra alle atlasgrupperne end forventet, er der begrundet håb for at arter, som vi ikke ved så meget om, også vil kunne have gavn af forvaltning med hovedvægt på røddlistede arter. Hvis ikke – så vil strategier baseret på røddlistede arter være gode for røddlistede arter – men ikke nødvendigvis bedre end tilfældigt for den øvrige biologiske mangfoldighed.

For hver atlasgruppe af røddlistede arter udvælges de områder som i kombination repræsenterer arterne i hver enkelt gruppe flest gange, indtil et hvert sæt består af 80 områder. Der udvælges ligeledes ét sæt for alle røddlistede arter tilsammen. Derefter plottes kumuleringen af det totale antal arter, der forekommer inden for hvert af de syv prioriterede sæt af områder. For at sikre uafhængighed i testen af effektivitet af enkeltgrupperne indgår de røddlistede arter, som er grundlag for udvælgelsen af hvert af de prioriterede sæt, ikke i puljen af alle arter. Y-akserne på figur 6 ("Alle arter") dækker således ikke over det samme antal eller de samme arter i de enkelte delanalyser.

#### **4.4 Hvor effektivt beskyttes arterne i det eksisterende netværk af større naturforvaltede områder?**

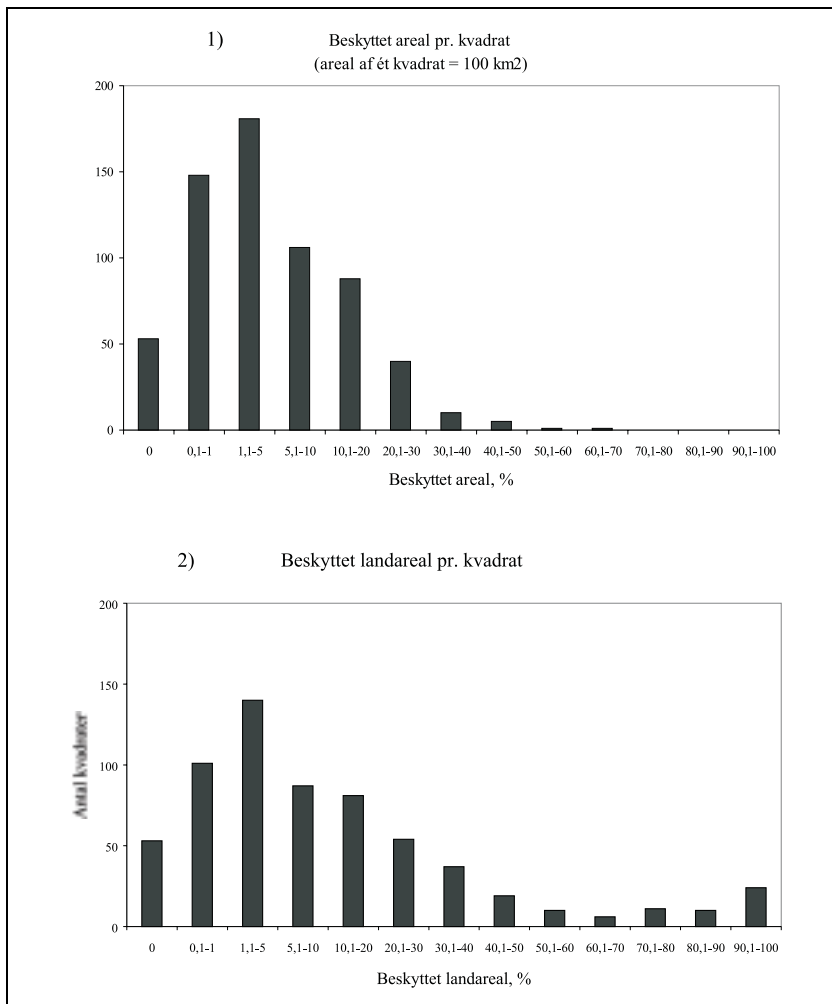
Beskyttede områder er ofte udpeget på baggrund af andre interesser end hensyn til den biologiske mangfoldighed. Det kan dreje sig om landskabelige, kulturhistoriske eller rekreative interesser. Hvis naturforvaltningen skal være effektiv er det vigtigt at belyse, hvor godt det eksisterende system af naturforvaltede områder er til bevarelse af den biologiske mangfoldighed, og hvordan man mest hensigtsmæssigt kan supplere det eksisterende netværk. Det spørgsmål kan besvares ved en såkaldt gap analyse, oprindeligt udviklet i USA (Scott et al., 1993). Analysen går i korthed ud på at sammenholde beliggenheden af eksisterende naturforvaltede områder med data for artsudbredelser. Derved kan "huller" (gaps) i netværket identificeres: hvilke artsforekomster er ikke omfattet af netværket, og bør derfor have høj prioritet i en senere udbygning af netværket.

I gap analyser støder man ofte på det problem, at data for artsudbredelser ikke følger de naturforvaltede områder, men f.eks. som i nærværende undersøgelse refererer til et kvadratnet (figur 1). Det betyder, at det ikke kan fastslås med sikkerhed, om en given art forekommer inden for eller uden for det naturforvaltede område i et kvadrat. Et andet problem er, at en art ikke nødvendigvis er beskyttet, selvom den forekommer inden for et naturforvaltet område. Derfor må følgende antagelser sættes op: 1) alt andet lige vil kvadrater med stort naturforvaltet areal mere effektivt bidrage til bevarelse af arter end kvadrater med lille naturforvaltet areal; 2) arter, der er registrerede i kvadrater med > 30% naturforvaltet areal, antages at forekomme indenfor det forvaltede område og antages at være beskyttede (efter Fjeldså & Rahbek, 1997) (en følsomheds-analyse af 30% kriteriet findes i bilag 6). Disse naturforvaltede områder antages dermed at fungere 100% optimalt med hensyn til den langsigtede bevarelse af alle arter, og analysen tager udgangspunkt i hvordan den formelle beskyttelses-status i disse områder i bedste fald er.

Et mål for effektiviteten af det eksisterende netværk af områder fås ved at sammenligne antallet af arter, der forekommer inden for netværket af eksisterende naturforvaltede områder, med hvad der kan opnås ved tilfældig udvælgelse af områder. Desuden sammenlignes det eksisterende netværk af områder med det optimale i form af en maksimum-analyse.

Data for arternes udbredelse i Danmark er registreret i kvadratnet. Danmark er et ørige, og omkring halvdelen af kvadraterne indeholder marine områder. De marine områder indgår ikke i atlasundersøgelserne. Det medfører at kvadraternes areal (100 km<sup>2</sup>) i cirka halvdelen af tilfældene ikke svarer til det reelt undersøgte areal i atlasundersøgelserne, og heller ikke til det areal der reelt kan dækkes af naturforvaltning på land og de ferske vande. Dækningsgraden af det naturforvaltede areal i hvert kvadrat kan derfor anskues på to måder: 1) efter hvor stor en andel af kvadratets areal der er naturforvaltet og 2) efter hvor stor en andel af kvadratets *landareal* der er naturforvaltet. Der er fordele og ulemper forbundet med begge metoder. Metode 1 giver oplysninger om beliggenhed og det reelle areal af de største naturforvaltede områder i Danmark. Det er interessant, eftersom store sammenhængende områder alt andet lige vil huse flere arter og flere individer af hver enkelt art, og der er en mindsket risiko for uddøen i store områder end i tilsvarende små områder. Store sammenhængende områder vil dermed være mere effektive end tilsvarende mindre områder, når arters overlevelse skal sikres på lang sigt. Metode 2 tager derimod højde for at Danmark er et ørige, og mange ø- og kystkvadrater kan ikke opnå en høj dækning af naturforvaltet landareal på grund af marine områder. Konsekvensen er, at mindre naturforvaltede områder ved kysterne kommer til at indgå i analysen, når blot de dækker mere end 30% af landarealet i kvadratet, mens mindre naturforvaltede områder inde i landet ikke vil indgå i analyserne. Vi mener, at begge metoder indeholder værdifuld information og bibeholder begge tilgange rapporten igennem. Problematikken omkring de to metoder til opgørelse af det naturforvaltede areal i et kvadrat ses tydeligt i figur 2 (og figur 1). Kun i to af kvadraterne udgør det naturforvaltede areal over 50% (> 50 km<sup>2</sup>) (figur 2.1), mens det naturforvaltede landareal udgør 70-100% i 45 kyst- og økvadrater (figur 2.2). En lille del af kvadraterne skærer naturforvaltede områder i kystkvadrater igennem, således at der opstår kunstigt små forvaltede områder med meget høj dækning af kvadratets landareal. Antallet af naturforvaltede områder, der splittes op af kvadratnettet, antages at gå lige op med antallet af små områder, der bliver lagt sammen i andre kvadrater. Denne antagelse fjerner imidlertid ikke problemet i konkrete analyser som denne, når effektiviteten af de eksisterende naturforvaltede områder vurderes. Det skaber imidlertid større problemer at formulere objektive kriterier for udtagelse af de pågældende kvadrater, end at lade dem blive og være bevidst om problemets eksistens. En gennemgang af analysebias i naturforvaltningens omfang findes i bilag 7.

Figur 2. Fordelingen af naturforvaltede arealer i 10 x 10 km UTM-net



Anm.: Det naturforvaltede areal opgøres efter henholdsvis kvadraternes areal (2.1) og efter kvadraternes landareal (2.2).



#### **4.5 Hvor mange områder (~ressourcer) skal der til for at få resten af arterne med, og hvilke nye områder er vigtigst at få forvaltet?**

Hvis det eksisterende netværk af naturforvaltede områder ikke repræsenterer alle arter, undersøger vi, hvilke nye områder der i kombination mest effektivt vil repræsentere de manglende arter. Det kan gøres ved at finde minimumsættet for de pågældende arter. Vi undersøger desuden, hvor stor en procentandel af de nye kvadrater der på nuværende tidspunkt er omfattet af naturforvaltning.

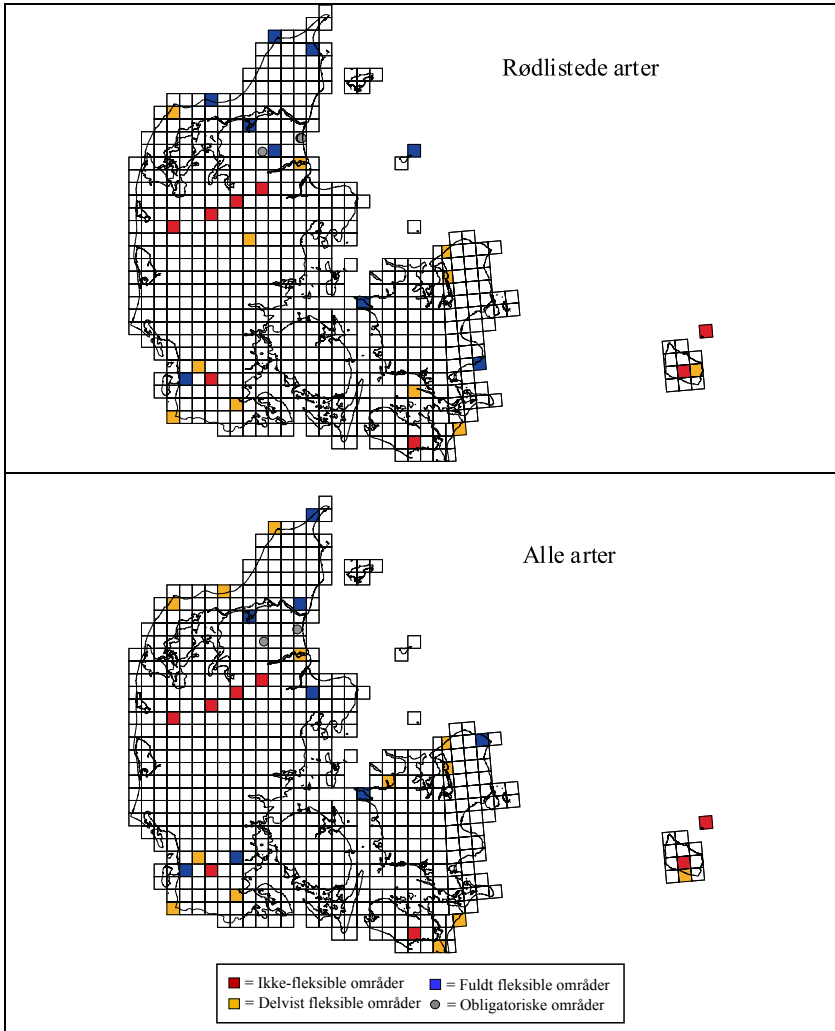
## **5. Resultater**

### **5.1 Hvad er det mindste areal (~ressourcer) som er nødvendigt for at "sikre" arterne?**

De områder, der på mindst muligt areal repræsenterer henholdsvis alle rødlistede arter og alle arter mindst én gang, ligger fordelt i hele landet (figur 3). Minimumsættet udvalgt på baggrund af rødlistede arter er næsten lige så stort som minimumsættet udvalgt på baggrund af data for alle arter (30 mod 31 områder). De rødlistede arters minimumsæt fanger 99% af den totale artspulje (fire arter mangler).

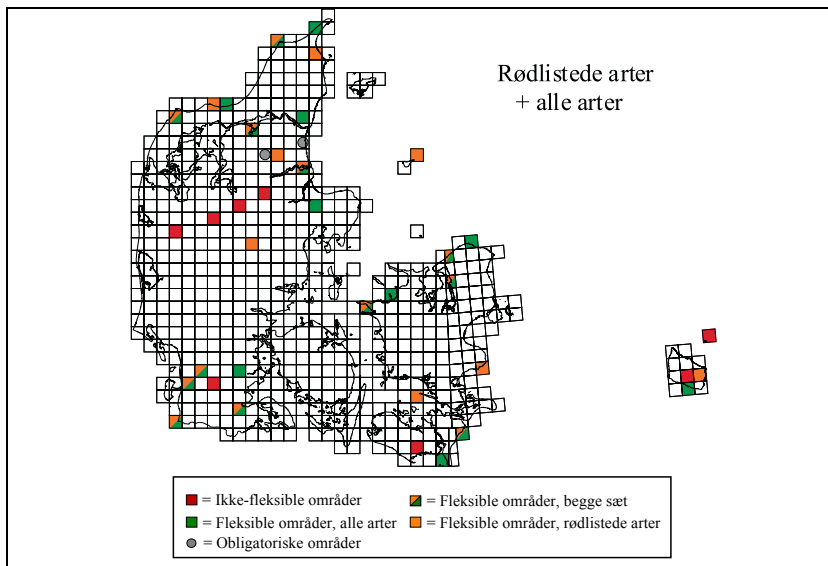
Rødlistede arter udgør en delmængde af "alle arter" (34%). Der er nødvendigvis stort geografisk overlap i områdernes placering – specielt blandt de Ikke-fleksible Områder (figur 4). Disse kvadrater er sammenfaldende for begge minimumsæt, da de arter der kun findes i ét område, alle er rødlistede. Det geografiske overlap er på ca. 70%.

Figur 3. Minimumsæt for henholdsvis rødlistede arter og for alle arter



Anm.: Der kræves 30 kvadrater for at repræsentere forekomsten af alle rødlistede arter mindst én gang, og 31 kvadrater for at forekomsten af alle arter er dækket mindst én gang. Ikke-fleksible områder, hvortil der ikke eksisterer alternativer, angiver unikke artsforekomster. Delvist fleksible områder kan erstattes af andre, men antallet af områder i minimumsættet vil da forøges. Fuldt fleksible områder kan uden problemer erstattes af alternative kvadrater, da det ikke har indflydelse på minimumsættets størrelse, hvilket kvadrat der udvælges. Alternative kvadrater er for overskuelighedens skyld ikke vist. Obligatoriske områder er valgt på grund af essentielle overvintrings-pladser for visse flagermuse-arter og indgår pr. definition i minimumsættet.

Figur 4. Sammenfald af minimumsæt for rødlistede arter og for alle arter



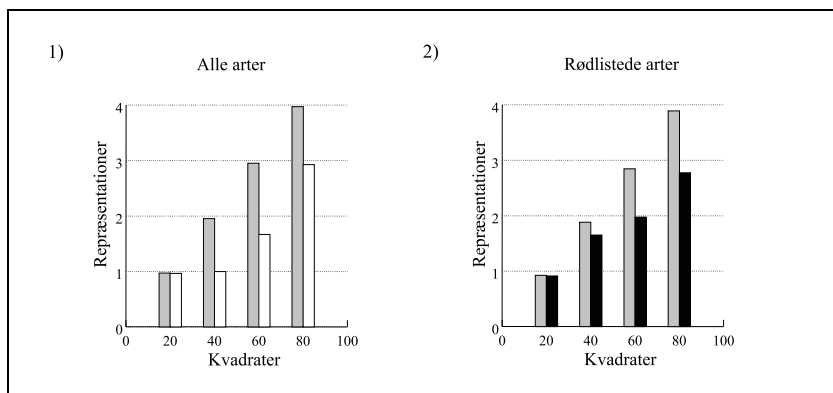
Anm.: Ikke-fleksible områder er sammenfaldende i de to sæt. Der skelnes ikke mellem fuldt og delvist fleksible områder. Obligatoriske områder er valgt på grund af essentielle overvintrings-pladser for visse flagermuse-arter.

Valg mellem de fleksible områder er foretaget, som forklaret i tabel 1. Der ligger ikke en uddybende analyse til grund for de her afbildede minimumsæt, hvorfor de viste fleksible kvadrater ikke skal tages som udtryk for den bedste eller mest anbefalelsesværdige kombination af områder. Dette giver alene et udgangspunkt, hvorfra kvalificerede valg mellem de fleksible områder kan foretages på baggrund af yderligere sammenlignelige biologiske data vurderet af fagfolk inden for de enkelte dyregrupper samt på basis af en afvejelse af andre samfundsinteresser.

## 5.2 Hvor effektive er rødlistede arter til at udpege forekomster af alle arter, og hvor meget (~antal repræsentationer af de enkelte arter) kan man få for en given mængde ressourcer (~areal)?

Der forekommer færre arter i tilfældigt udvalgte områder end i områder udvalgt på baggrund af data for alle arter, ligesom der forekommer færre rødlistede arter i tilfældigt udvalgte områder end i områder udvalgt på baggrund af data for rødlistede arter (testet men ikke vist). Denne test kan forekomme indlysende, men det er ikke desto mindre en forudsætning for at det er relevant og effektivt at foretage udvælgelse af områder på baggrund af dataindsamling.

Figur 5. Det optimalt opnåelige antal repræsentationer



Anm.: Antal repræsentationer af arter der optimalt kan opnås ved udvælgelse af 20, 40, 60 eller 80 kvadrater, hvis udvælgelse sker på basis af alle arter (figur 5.1) eller alene ud fra rødlistede arter (figur 5.2). De fire stiplede vertikale linier angiver, at alle arter er repræsenteret i de udvalgte kvadrater henholdsvis 1, 2, 3 og 4 gange. Y-aksen angiver antal gange den samlede artspulje er repræsenteret. En værdi på  $2\frac{1}{2}$  indikerer, at alle arterne er repræsenteret 2 gange og halvdelen 3 gange. I figur 5.1 angiver grå søjler antallet af repræsentationer af alle arter i områder udvalgt på baggrund af data for alle arter, mens hvide søjler angiver antal repræsentationer af alle arter i områder udvalgt på baggrund af data for rødlistede arter. I figur 5.2 angiver grå søjler antal repræsentationer af rødlistede arter i områder udvalgt på baggrund af data for rødlistede arter, mens sorte søjler angiver andelen af rødlistede arter i områder udvalgt på baggrund af alle arter.

De to datasæt er næsten lige effektive, hvad angår repræsentationer af deres egen artspulje (figur 5.1 og 5.2, grå søjler). Ved sæt på 20 områder ses ingen forskel på at benytte rødlistede arter som indikatorgruppe eller data for alle arter (figur 5.1, grå og hvid søjle). Rødlistede arter repræsenterer alle arter lige så effektivt som områder valgt på grundlag af data for alle arter. Imidlertid kan hverken alle arter eller alle rødlistede arter repræsenteres med én bestand indenfor det fastsatte antal områder (jævnfør minimumsættene).

Ved sæt på 40 og 60 områder repræsenterer rødlistede arter kun alle arter 1 og 1,7 gang, mens samme antal områder valgt på grundlag af data for alle arter repræsenterer alle arter 2 og 3 gange. Ved sæt på 80 områder repræsenterer rødlistede arter kun alle arter 2,8 gange, mens alle arter ved sæt på 80 områder repræsenterer alle arter 4 gange. I modsætning hertil er sæt af områder valgt på grundlag af data for rødlistede arter først betydeligt mere effektive til at repræsentere sig selv, når sættet af områder er stort (60 og 80 områder) i forhold til områder valgt på grundlag af data for alle arter (figur 5.2, grå og sorte søjler). I forhold til den af IUCN og siden EU foreslåede målsætning for naturfor-

valt areal på 10% af landarealet (60 områder) er rødlistede arter effektive til at repræsentere sig selv, men ikke til at repræsentere alle arter.

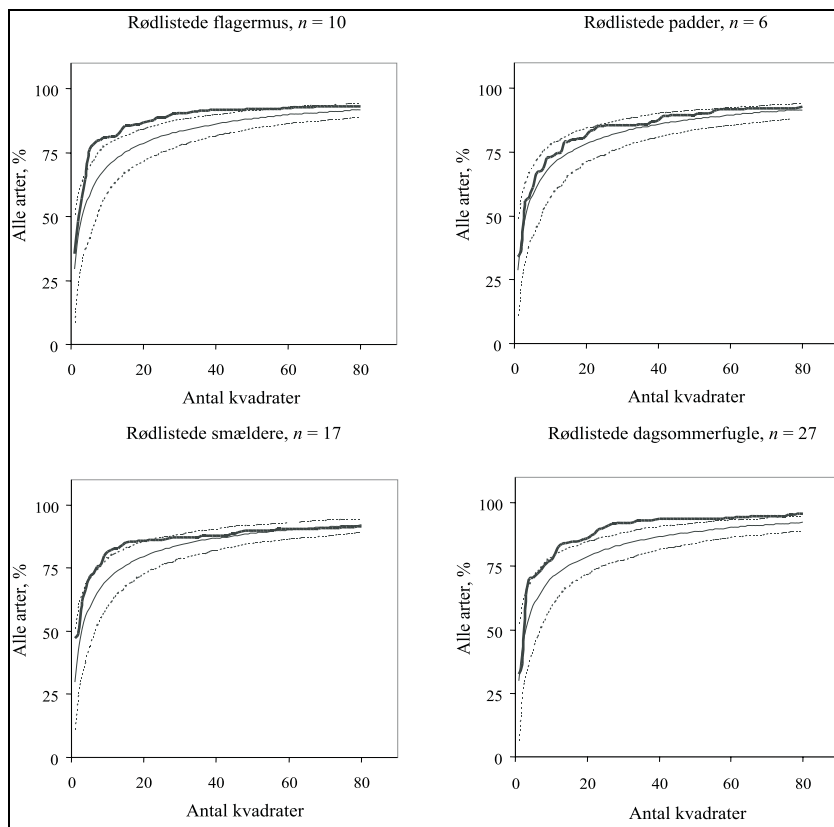
### **5.3 Hvor effektive er rødlistede arter fra de enkelte dyregrupper som indikatorer for alle arterne?**

Kumulering af arter fra den totale artspulje er vist efterhånden som områder vælges og inkluderes i det prioriterede sæt udvalgt på baggrund af rødlistede arter fra én af grupperne eller på baggrund af alle rødlistede arter tilsammen (figur 6). Rødlistede padder og rødlistede smældere vil i nogle tilfælde være bedre end gennemsnittet af den tilfældige stikprøve, men ofte vil disse grupper ikke være pålidelige indikatorer for biologisk mangfoldighed (det vil sige liggende over den øvre 95% konfidensgrænse). Rødlistede flagermus, rødlistede fugle, rødlistede dagsommerfugle og rødlistede sværmere og spindere er alle bedre end gennemsnittet af den tilfældige stikprøve, men kun rødlistede sværmere og spindere er bedre end den øvre 95% konfidensgrænse over hele forløbet og dermed effektive indikatorer. Alle rødlistede arter tilsammen er mere effektive end tilfældig udvælgelse – men kun op til 50 kvadrater er valgt. Ved de foreslåede 10% naturforvaltet landareal (60 kvadrater) vil rødlistede arter ikke nødvendigvis være bedre end tilfældigt.

### **5.4 Hvor effektivt beskyttes arterne i det eksisterende netværk af større naturforvaltede områder?**

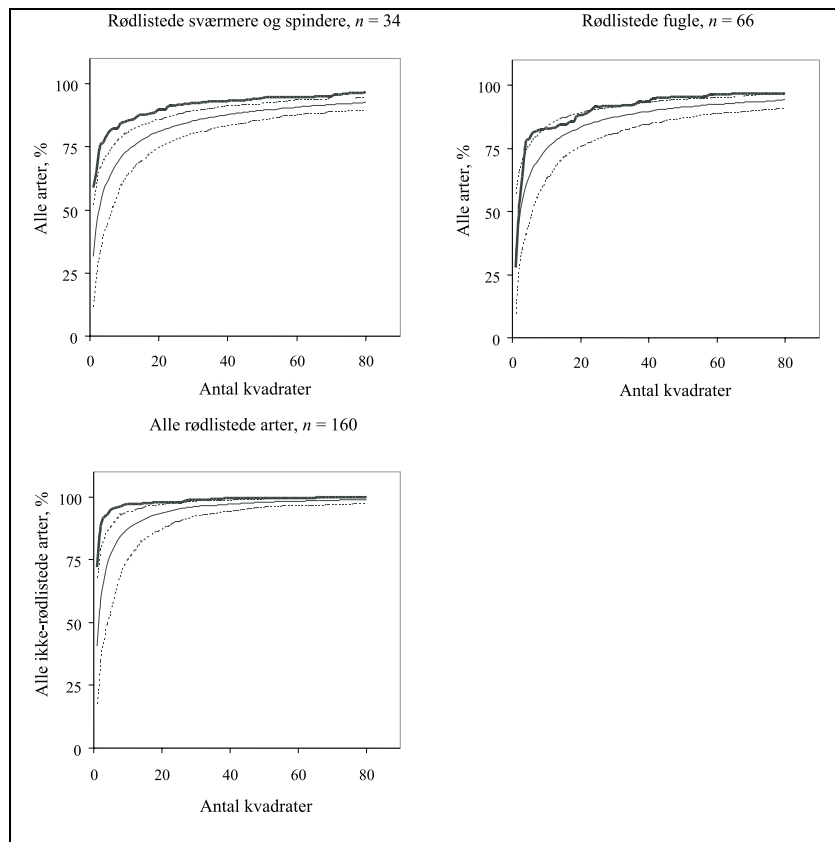
Effektivitet defineres her efter, i hvilken grad et givent sæt af områder er i stand til at repræsentere henholdsvis rødlistede arter og alle arter mindst én gang. Effektiviteten vurderes ved hjælp af minimumsæt eller maksimum-analyse, som repræsenterer maksimal effektivitet i det tilfælde, hvor det antages, at alle andre hensyn tilsidesættes, og kun hensynet til den biologiske mangfoldighed tæller.

Figur 6. Rødlistede arters evne til at optræde som indikatorer



Hvor det er muligt sammenlignes resultaterne med tilfældig udvælgelse af områder. En naturforvaltningsstrategi bør alt andet lige beskytte arter mere effektivt end tilfældigt (tilfældigt er her defineret som op til den øvre 95% konfidensgrænse) – og bør tilstræbes at komme så tæt som muligt på det optimalt opnåelige for de givne ressourcer.

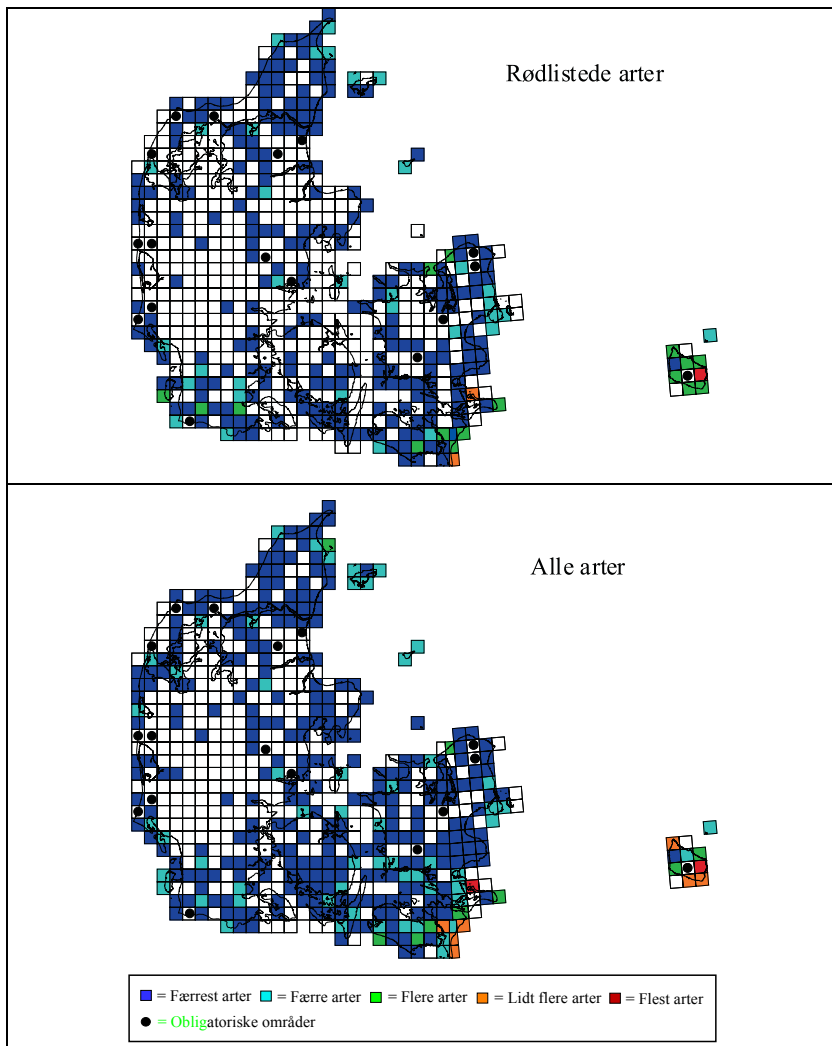
Figur 6. Fortsat fra forrige side



Anm: Rødlistede arters evne til at fungere som indikatorer for alle arter i forhold til tilfældig udvælgelse. Fede linier: kumulering af alle arter i områder udvalgt af indikatorgruppen. Grå linier: kumulering af alle arter i tilfældigt udvalgte områder med tilhørende 95% konfidens intervaller.

Ifølge vores antagelse anser vi kvadrater med > 30% naturforvaltet areal for naturforvaltede og arterne i de pågældende kvadrater for beskyttede. Der findes 17 kvadrater med naturforvaltede områder på > 30 km<sup>2</sup>. Disse er geografisk fordelt over hele landet (figur 7). 102 rødlistede arter (64%) og 398 af alle arter (85%) findes i disse kvadrater. 58 rødlistede arter (36%) og 70 (15%) af alle arter, heraf 12 ikke-rødlistede arter, er ikke dækket. Hvis man havde prioriteret optimalt alene ud fra ønsket om at opnå den størst mulige dækningsgrad af flest mulige arter (en maksimum-analyse), kunne man inden for 17 kvadrater

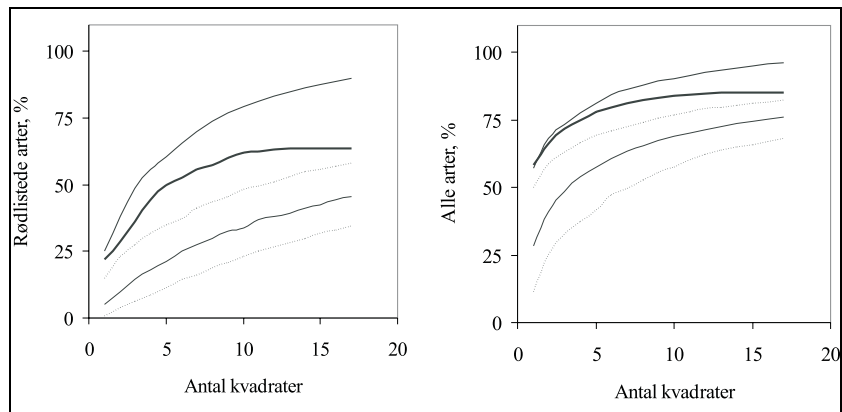
Figur 7. Artsforekomster uden for kvadrater med > 30 km<sup>2</sup> naturforvaltet areal



Anm.: Sorte cirkler angiver i hvilke kvadrater det eksisterende netværk af naturforvaltede områder udgør > 30 km<sup>2</sup>. Farvede kvadrater angiver udbredelsen og mængden af arter, der forekommer uden for de naturforvaltede kvadrater. Skalaen er relativ.



Figur 8. Effektivitet af kvadrater med > 30 km<sup>2</sup> naturforvaltet areal

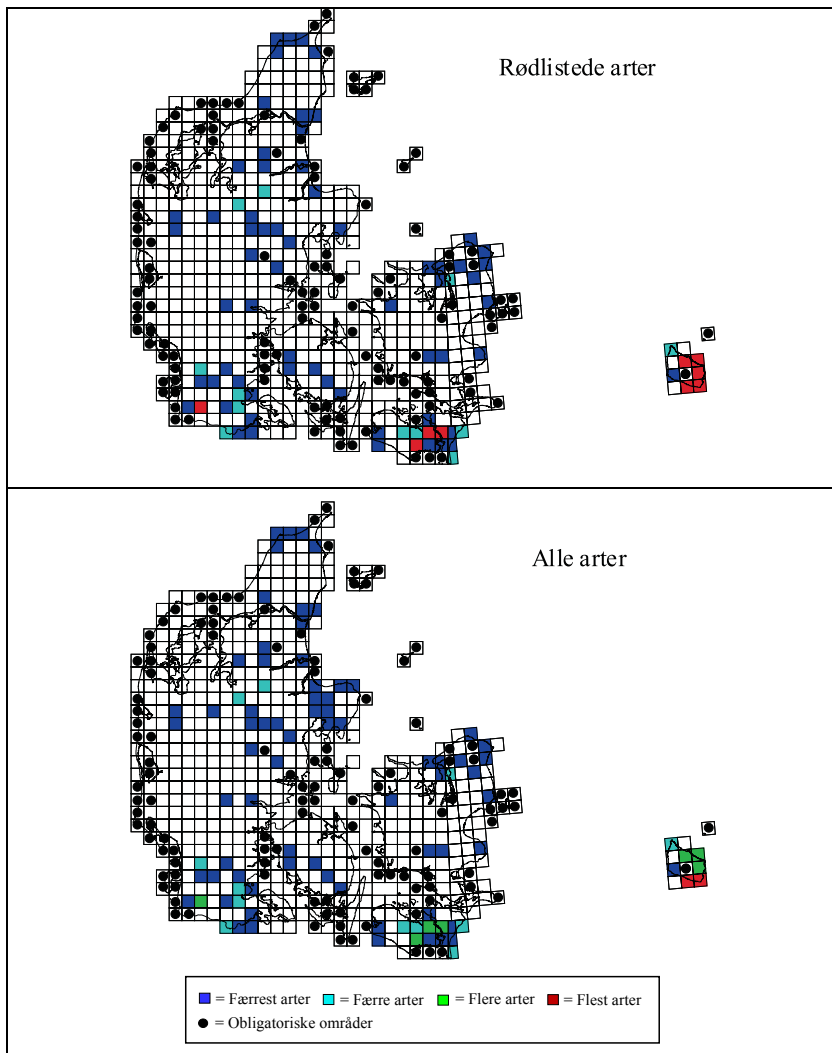


Anm.: 17 kvadrater har > 30 km<sup>2</sup> naturforvaltet areal. Fede linier angiver, hvor effektivt disse områder komplementerer hinanden, hvad angår sammensætningen af arter. Tynde linier angiver det optimalt mulige antal arter, der kan repræsenteres på det givne areal (maksimum-analyse, n = 17). Stiplede linier angiver tilfældig udvælgelse af områder med tilhørende 95% konfidensintervaller.

repræsentere yderligere 42 rødlistede arter og yderligere 53 af alle arter – svarende til en dækningsgrad på henholdsvis 90% og 96% (figur 8). Selvom dette er væsentlig bedre end de 17 kvadrater med størst naturforvaltet areal, så er effektiviteten af de sidstnævnte imidlertid bedre end tilfældig udvælgelse af områder.

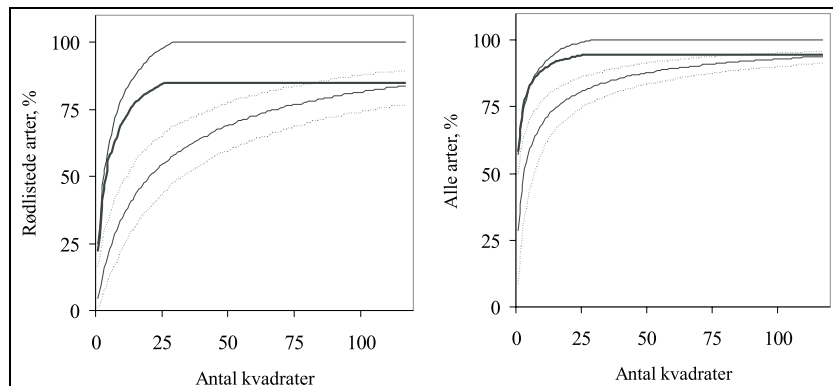
En del af de kvadrater, der ikke indeholder naturforvaltede områder på > 30 km<sup>2</sup>, har reelt en høj dækning af naturforvaltet landareal, når der korrigeres for marine områder. I 117 kvadrater, især beliggende langs kysterne, er mere end > 30% af landarealet dækket af naturforvaltede områder (figur 9). Bemærk at de 17 kvadrater med > 30 km<sup>2</sup> er inkluderet. 136 af de rødlistede arter (85%) og 442 af alle arter (94%) findes i disse kvadrater. 24 rødlistede arter (15%) og 26 (6%) af alle arter, heraf kun 2 ikke-rødlistede arter, er ikke dækket. De 24 rødlistede arter, der ikke forekommer i de 117 områder, fordeler sig i rødlistekategorierne, som følger: 4 er forsvundne, 10 er akut truede, 4 er sårbare og 6 er sjældne.

Figur 9. Artsforekomst uden for kvadrater med > 30% naturforvaltet landareal



Anm.: Sorte cirkler angiver, i hvilke kvadrater det eksisterende netværk af naturforvaltede områder udgør > 30% af landarealet. Landarealet varierer fra kvadrat til kvadrat. Farvede kvadrater angiver udbredelsen og mængden af arter, der ikke forekommer inden for de naturforvaltede kvadrater. Skalaen er relativ.

Figur 10. Effektivitet af kvadrater med > 30 % naturforvaltet landareal



Anm.: 117 kvadrater har > 30% naturforvaltet landareal. Fede linier angiver hvor effektivt disse områder komplementerer hinanden hvad angår sammensætningen af arter. Tynde linier angiver det optimalt mulige antal arter der kan repræsenteres på det givne areal (maksimum-analyse, n = 117). Stiplede linier angiver effektiviteten af tilfældig udvælgelse af områder med tilhørende 95% konfidensintervaller.

Arter i rødlistekategorierne "forsvundet" og "akut truet" er overrepræsenterede blandt de ikke dækkede rødlistede arter i forhold til, hvordan de 160 rødlistede arter fordeler sig i rødlistekategorierne. Både rødlistede arter og alle arter kunne imidlertid være repræsenteret fire gange inden for et tilsvarende antal kvadrater – hvis beskyttelse af biologisk mangfoldighed havde været eneste formål med forvaltningen (og i den udstrækning at så mange forekomster af de enkelte arter findes). De 117 naturforvaltede kvadrater, sorteret efter komplementær artsrigdom, er mere effektive end tilfældig udvælgelse af områder indtil 75-80 kvadrater (figur 10). Derefter falder effektiviteten til under den øvre 95% konfidensgrænse. Kurven er imidlertid flad efter ca. 25 områder, hvilket betyder, at efter de 25 bedste områder bidrager de resterende 92 områder ikke med nye arter. De resterende områder bidrager dog sandsynligvis med yderligere repræsentationer af de allerede dækkede arter, hvilket også er af betydning for sikring af den biologiske mangfoldighed.

Figur 11. Minimumsæt for arter uden for > 30 km<sup>2</sup> naturforvaltede kvadrater



Anm.: Den geografiske beliggenhed af kvadrater i minimumsæt for arter der forekommer uden for kvadrater med > 30% naturforvaltet areal. Procenttallene henviser til andelen af det allerede naturforvaltede areal i de nye kvadrater (procenttallene er i på disse kort lig med det naturforvaltede areal i km<sup>2</sup>). Minimumsættet består af ikke-fleksible områder, der ikke kan erstattes af andre på grund af unik artsforekomst, samt af fuldt eller delvist fleksible områder, hvortil der kan findes alternative områder. Obligatoriske områder angivet ved sorte cirkler henviser til i hvilke kvadrater det eksisterende netværk af naturforvaltede områder udgør > 30 km<sup>2</sup>. Det obligatoriske område angivet ved grå cirkler henviser til et kvadrat, der skal indgå i minimumsættet, da vigtige overvintringspladser for flagermus findes her.

Figur 12. Minimumsæt for arter uden for naturforvaltede kvadrater



Anm.: Den geografiske beliggenhed af kvadrater i minimumsæt for arter der forekommer uden for kvadrater med > 30% naturforvaltet landareal. Procenttallene henviser til andelen af det allerede naturforvaltede landareal i de nye kvadrater. Minimumsættet består af ikke-fleksible områder, der ikke kan erstattes på grund af unik artsforekomst, samt af fuldt eller delvist fleksible områder der kan udskiftes med andre områder. Obligatoriske områder angivet ved sorte cirkler henviser til, i hvilke kvadrater det eksisterende netværk af naturforvaltede områder udgør > 30% af landarealet. Det obligatoriske område angivet ved grå cirkel henviser til et kvadrat, der skal indgå i minimumsættet, da vigtige overvintringspladser for flagermus findes her.

### **5.5 Hvor mange områder (~ressourcer) skal der til for at få resten af arterne med, og hvilke nye områder er vigtigst at få forvaltet?**

På figur 7 er arter, der forekommer uden for kvadrater med > 30 km<sup>2</sup> naturforvaltet areal, markeret. Minimumsættet for disse arter angiver, hvilke nye kvadrater der er nødvendige, hvis alle arter skal dækkes mindst én gang (figur 11). Nogle nye kvadrater har allerede en relativt stor andel af naturforvaltet areal. Seks kvadrater har f.eks. områder på 20 km<sup>2</sup> eller derover. Det gælder f.eks. det obligatoriske kvadrat (grå cirkel, dele af Rold Skov) med 28 km<sup>2</sup> og den nordvestlige del af Rømø med 23 km<sup>2</sup>. Andre har en meget lille andel af naturforvaltet areal, f.eks. de to nordligste, Skagen (6 km<sup>2</sup>) og Hirsthals omegn (1 km<sup>2</sup>). Visse af disse kvadrater indeholder dog en stor andel af hav.

Når der korrigeres for arealet af de marine områder, ser minimumsættet lidt anderledes ud. Det viser sig, at 8 af de områder, der ikke opfylder kriteriet om > 30 km<sup>2</sup> naturforvaltet areal, alligevel har > 30% naturforvaltet landarealet. Der er imidlertid behov for at forvalte yderligere 15 områder (udover de 117 kvadrater) for at dække alle rødlistede arter eller yderligere 16 områder (udover de 117 kvadrater) for at dække alle arter mindst én gang.

Ved sammenligning af figur 11 og 12 fås indtryk af, hvilke kvadrater der indeholder udslagsgivende artsforekomster, og som kun i mindre grad er dækket af den eksisterende naturforvaltning. Skagen og det nordvestlige Rømø er områder der formelt er godt dækket, når der korrigeres for havareal, mens f.eks. Hirsthals omegn stadig fremstår som et område med ringe dækning. I fald denne type analyse skulle anvendes i praksis ville næste stadie her være at gå i detaljer med analysen ved at: 1) identificere hvilke(n) art(er), der har været udslagsgivende i forbindelse med udvælgelsen af et område (dette kan afledes af de tekstfiler over resultater som det benyttede analyse-program Worldmap producerer i forbindelse med alle analyser); 2) undersøge deres beskyttelsesstatus nærmere i hele Danmark (bl.a. i forhold til om de generelle antagelser, som analysen bygger på, er opfyldt for hver af de "udslagsgivne" arter); 3) undersøge om der findes nyere udbredelsesdata for de givne arter i forhold til atlasundersøgelsen, som kunne influere analyseresultatet; 4) undersøge relevansen af de af analysen eventuelle udpegede alternative områder for de givne arter. Endelig afvejning af den fordrede indsats og valg mellem eventuelle alternativer baseres på yderligere biologiske data (andre end udbredelsesdata) i samråd med fagfolk inden for de enkelte dyregrupper og på basis af en afvejelse af andre samfundsinteresser samt endelig tilrådighed havende ressourcer.

Som i minimumsættene afbildet på figur 3 og 4 ligger der ikke en uddybende analyse til grund for minimumsættene vist på figur 11 og 12. De viste fleksible kvadrater skal derfor ikke opfattes som de bedste eller mest anbefalelsesværdige alternativer.

## 6. Konklusion

Et af målene med naturforvaltning er at sikre den biologiske mangfoldighed på lang sigt. Vi må forfølge dette mål på trods af, at vi kun har adgang til pålidelige udbredelsesdata for et begrænset antal arter. I disse år forsøger man at reducere risikoen for, at arter forsvinder eller uddør i Danmark, ved at fokusere på de arter, der er truede eller naturligt sjældne i dag, og som man dermed antager har den største risiko for at forsvinde inden for en kortere årrække. Rødlisten er et forsøg på at samle viden, om hvilke arter det drejer sig om. I vores analyse kan vi på basis af de eksisterende data ikke vurdere effektiviteten af den nuværende naturforvaltning, hvad angår rødlistede arter specifikt, men vi har evalueret effekten af en sådan strategi, for de arter der ikke er rødlistede. I bedste fald vil en strategi baseret på rødlistede arter ikke alene sikre de bedst mulige vilkår for de truede og sjældne danske arter, men også sikre at andre arter ikke bliver truede i fremtiden. I værste fald vil en fokusering på de arter, der i dag er truede, medføre, at flere arter bliver truede fremover som følge af manglende opmærksomhed.

I denne rapport tager vi udgangspunkt i Biodiversitetskonventionens målsætning om, at den biologiske mangfoldighed skal sikres bredt, hvilket vil sige, at man må forsøge at skabe gode vilkår for alle arter. Hvis målet er, at alle arter blot skal være repræsenteret med mindst én bestand inden for det naturforvaltede areal i Danmark, udgør rødlistede arter et godt "short cut" ved udvælgelsen af naturforvaltede områder. 99% af arterne findes i de områder, som udvælges på baggrund af rødlistedata, og minimumsættene for henholdsvis rødlistede arter og alle arter er af samme størrelsesorden. Omvendt kan man sige, at arealomkostningen ved at tage udgangspunkt i den ene eller den anden gruppe er den samme, og ved at tage udgangspunkt i alle arter opnås en større sikkerhed for, at alle arter omfattes, da usikkerheden ved anvendelse af rødlistede arter som surrogater elimineres. Der vil dog være øgede omkostninger ved at overvåge alle arter og ikke kun rødlistede arter, omend omkostningerne næppe vil stige proportionalt med antallet af overvågede arter.

En geografisk repræsentation af hver art medfører imidlertid usikkerhed om overlevelsen af enkelte arter på længere sigt. Deterministiske (menneskeskabte) risici kan i princippet kontrolleres, men stokastiske (tilfældige) risici for en national uddøen er høj, når hver art blot repræsenteres én gang – da lokal uddøen bliver lig med national uddøen. Hvis arter kun er sikret med én repræsentation, er der ingen fleksibilitet (intet at give af) i fremtiden i forbindelse med andre samfundsmæssige (selv lokale) hensyn, der eventuelt kunne påvirke områder med unikke artsforekomster. En fremtidig omprioritering vil således få store konsekvenser (i modstrid med Biodiversitetskonventionen), da selv lokal uddøen bliver lig med national uddøen. En investering i bevarelse af flere bestande af de danske arter i dag vil sikre en fremtidig fleksibilitet, der mindsker omkostningerne i forbindelse med omprioritering af arealudnyttelsen, samt mindsker forholdsmæssigt de negative biodiversitetsmæssige konsekvenser ved omprioriteringer fremover. En egentlig (model-) analyse af samspillet mellem de tre ovenstående forhold (fleksibilitet i arealudnyttelsen, sikring af arters overlevelse, investering i et bedre datagrundlag) vil

givetvis afsløre forskellige mulige valg baseret på cost-benefit overvejelser, afhængig af hvilke forhold man vægter højest. Disse kunne være vejledende for fordeling og tilde-  
deling af ressourcer. Såfremt Danmark ønsker at bevare potentialet for at tilgodese man-  
ge samfundsmæssige hensyn og samtidig sikre en overholdelse af Biodiversitets-  
konventionens målsætninger, er flere repræsentationer af hver art formentligt nødven-  
dig.

Alt andet lige vil flere repræsentationer af de enkelte arter, gerne geografisk spredt i lan-  
det, forbedre overlevelsessandsynligheden på længere sigt – da en lokal uddøen ikke  
bliver lig med en national uddøen. Rødlistede arter fungerer imidlertid ikke som et ef-  
fektivt ”short cut”, når alle arter skal repræsenteres flere gange, idet betydeligt flere om-  
råder må inddrages i netværket af naturforvaltede områder når områderne udvælges på  
grundlag af rødlistede arter (figur 6.1). Ved at gå i detaljer med de enkelte rødlistede  
dyregrupper finder vi, at kun sommerfuglegruppen sværmere og spindere er mere effek-  
tiv end tilfældigt ved udvælgelse af både større og mindre sæt af områder. Ved valg af  
mindre sæt af områder kan visse artsgrupper benyttes (dagsommerfugle, flagermus og  
fugle), men skal f.eks. 10% af landarealet naturforvaltes, repræsenterer rødlistede arter  
ikke flere ikke-rødlistede arter, end man ville kunne finde ved tilfældig udvælgelse af  
områder. Det vil sige, at jo flere områder, der inkluderes i et netværk, des større bliver  
usikkerheden omkring beskyttelseeffekten for andre arter end de rødlistede. Der eksis-  
terer en trade-off relation mellem investeringen i viden om arternes udbredelse på den  
ene side og omkostningen ved erhvervelsen af områder på den anden (Balmford &  
Gaston, 1999). På et vist tidspunkt forøges usikkerheden ved at bruge en surrogat (viden  
om forholdsvis få arter) så meget, at den ekstra omkostning ved forvaltning af områder  
der ikke er effektive, er større end fremskaffelsen af viden om flere/alle arter.

De naturforvaltede områder kunne være opnået mere effektivt (på et mindre areal eller  
ved mindst fire repræsentationer af arterne i samme antal kvadrater som de eksisterende  
naturforvaltede områder [fire repræsentationer er sandsynligvis et overkantsskøn da an-  
delen af landareal i kvadrater med eksisterende naturforvaltede områder er mindre end  
andelen af landareal i kvadrater i de optimale løsninger, se bilag 7]), omend udpegning-  
erne generelt har en effekt, der er bedre end tilfældig. En repræsentation af alle arter  
mindst fire gange ville betyde en vigtig sikring af den biologiske mangfoldighed i Dan-  
mark, jævnfør diskussionen om lokal og national uddøen ovenfor. Næsten alle arter i  
Danmark forekommer i kvadrater med > 30% naturforvaltet landareal (94%). De ikke-  
rødlistede arter opnår 99% dækning, mens de rødlistede opnår en noget lavere dækning  
(85%), især af arter i kategorierne ”forsvundet” og ”akut truede”. Dette kan tolkes i ret-  
ning af, at de seneste 10 års fokus på rødlistede arter ikke i tilstrækkelig grad afspejles i  
naturforvaltning af områder, hvor de rødlistede arter forekommer. Den ringere dækning  
af rødlistede arter kan imidlertid også være et udslag af, at en del af de rødlistede arter  
ikke egner sig som prioriterings- og forvaltningsgrundlag, hvilket er et af formålene  
med den danske Rødliste.



De største naturforvaltede områder (kvadrater med > 30 km<sup>2</sup> forvaltet areal) er effektive, mens effektiviteten daler efterhånden, som de små områder i ø- og kystkvadrater inkluderer. Danmark har imidlertid i international sammenhæng et stort ansvar for at beskytte kysten (jævnfør f.eks. EF-fuglebeskyttelsesdirektiv og Ramsar-konventionen, da vi har en næsten ubrudt kystlinje, og vore kystnære områder fungerer som rasteplads for titusindvis af trækfugle i vinterhalvåret). Det kan derfor ikke tolkes som en fejlslagen strategi i forhold til den biologiske mangfoldighed, at kyst og småøer er godt dækkede af naturforvaltning. De kystnære områder er af stor betydning på andre tidspunkter end yngleperioden for især fuglegruppens livscyklus.

For at opnå en fuldstændig dækning af alle arter mindst én gang bør det eksisterende netværk af naturforvaltede områder (ifølge vores definitioner) tilføjes nye områder. Det drejer sig især om områder inde i landet (figur 12). Dette skyldes tildels, at naturforvaltede områder inde i landet skal være relativt større end tilsvarende områder ved kysterne for at opnå 30% dækning af kvadraterne, da kvadraternes areal og landareal her er identiske. Metoden kan imidlertid næppe alene være årsag til resultatet, og der er da også stigende opmærksomhed omkring behovet for en opprioritering af forvaltningsindsatsen på landjorden (Skov- og Naturstyrelsen, 1994; Stoltze, 1998; Skov- og Naturstyrelsen, 1999; Agger et al., 2000; Hartvig, 2000; Jessen Graae, 2000).

Vi har i denne rapport analyseret aspekter omkring brugen af rødlistede arter og omkring effektiviteten af det eksisterende netværk af naturforvaltede områder. Vi anser imidlertid, at hovedformålet med rapporten er at demonstrere, at der i dag findes redskaber, der kan benyttes til både at vejlede og kvalitetssikre en strategi for, hvorledes vi bevarer den biologiske mangfoldighed bedst muligt. Kombination af gap analyse og minimumsæt/maksimum-analyse kan bidrage til den vigtige diskussion om, hvilke områder der bør opprioriteres med hensyn til naturforvaltningsindsatsen. Disse metoder er desuden effektive redskaber til en løbende evaluering og kvalitetssikring af, hvor godt en given strategi, der inkorporerer andre hensyn end alene til den biologiske mangfoldighed, virker for den biologiske mangfoldighed. Der er bred enighed blandt internationale forskere om anvendeligheden og effektiviteten af disse redskaber, og at de hidtil anvendte metoder klart overlegne (Mace et al., 2000). Styrken af metoderne vil dog afhænge af kvantiteten og kvaliteten af de biologiske data. Disse er i dag mangelfulde, selv hvad angår helt basale oplysninger som arternes geografiske udbredelse i Danmark. Vi har benyttet eksisterende data, der for størstedelens vedkommende er bragt til veje af private og foreninger, ved hjælp af støtte fra fonde og fra engagerede mennesker, der har indsamlet data over hele landet. Det er en yderst prisværdig indsats, disse mange mennesker har gjort. Vi efterlyser imidlertid en langsigtet strategi med klare definitioner af midler og mål for en løbende overvågning af den danske flora og fauna – der ikke er afhængig af private initiativer på samme måde som i dag.

Der bør udarbejdes et fagligt beslutningsgrundlag med en begrundet målsætning for, hvilket niveau af minimums-viden om de enkelte artsgrupper der er nødvendig for at opnå en forsvarlig forvaltning af den danske natur. En sådan strategi bør ideelt set både

kunne minimere effekten af manglende viden om mange arter og samtidig optimere effekten af de til rådighed værende ressourcer. Det kunne f.eks. være et minimums-kendskab til de danske arters udbredelse som reflekteret i atlas-undersøgelserne anvendt i nærværende analyse, selv om dette næppe er muligt for alle artsgrupper – specielt ikke for de mange hvor man reelt ikke har et fuldstændig faunistisk og taxonomisk overblik over hvilke arter, der forekommer i Danmark. Niveauet af basal viden om Danmarks biologiske mangfoldighed er bl.a. illustreret af, at vi rent faktisk ikke har noget dokumenteret overblik over antallet af arter i Danmark. I denne analyse har vi således ved angivelse af antal arter i Danmark måtte nøjes med at citere et groft skøn på ca. 30.000 arter (Skov- og Naturstyrelsen, 1996). Et skøn som vi ikke har kunnet finde dokumenteret.

Der er næppe tvivl om, at der er brug for at finde ”short cuts”, når det kommer til forvaltning af alle arter. Den manglende basale viden om størstedelen af de danske arter er for stor til at kunne fremskaffes inden for nærmeste fremtid givet de ressourcer, der afsættes hertil af samfundet. Anvendelsen af ”short cuts” bør dog af samme grund være funderet på et kvantitativt analytisk grundlag og ikke på subjektive opfattelse af, hvad der synes logisk, ligetil og forståeligt. Den sidstnævnte indfaldsvinkel har været anvendt en hel del, men har en tendens til ikke at kunne holde til et grundigt videnskabeligt eftersyn (se f.eks. Simberloff et al., 1992, om habitat-korridorer og Williams, Burgess & Rahbek, 2000, om anvendeligheden af ”flagskibs-arter”). Robustheden af sådanne ”short cuts” bør således altid gennemtestes kvantitativt og på gennemskuelige, veldefinerede principper, før de overvejes implementeret.

Der skal selvklart fortages en naturforvaltning her og nu. Beslutninger kan ikke trækkes i langdrag. Men da effekten af, hvad vi foretager os med hensyn til naturen og den biologiske mangfoldighed, ikke kan tilbagekaldes (eller er meget dyr at gøre om), har vi heller ikke råd til at tage fejl. Presset på arealressourcen bliver ikke mindre i fremtiden. Der er både sund fornuft og sund økonomi i at investere i baggrundsmonitoring, således at det er de bedst mulige områder, vi vælger ud. En form for cost-benefit analyse (hvor ”cost” er prisen for at fremskaffe de nødvendige biologiske udbredelsesdata, og ”benefit” er flere arter mere effektivt beskyttet på samme areal) vil være nødvendig for at vurdere, hvad der er mest hensigtsmæssigt økonomisk i forhold til de forpligtelser Danmark har påtaget sig. Det være sig forpligtelser gennem dansk lovgivning, gennem medlemskab af EU eller gennem internationalt engagement ved tiltræden af diverse traktater og konventioner – herunder i særdeleshed Biodiversitetskonventionen.

## 7. Referencer

- Agger, P., Baagøe, J., Hamann, O. & Primdahl, J. (2000): Dansk naturpolitik – visioner og anbefalinger. Vismandsrapport 2000. Naturrådet.
- Bibby, C. J., Collar, N. J., Crosby, M. J., Heath, M. F., Imboden, C., Johnson, T. H., Long, A. J., Stattersfield, A. J. & Thirgood, S. J. (1992): Putting biodiversity on the

- map: priority areas for global conservation. Cambridge: International Council for Bird Preservation.
- Baagøe, H. (i trykken): Danish bats (Chiroptera, Mammalia): Atlas and analysis of distribution, occurrence, and abundance. Copenhagen: Steenstrupia.
- Balmford, A. & Gaston, K. (1999): Why biodiversity surveys are good value. *Nature* **398**, 204-205.
- Church, R. L., Stoms, D. M. & Davis, F. W. (1996): Reserve selection as a maximal covering location problem. *Biol. Conserv.* **76**, 105-112.
- Csuti, B., Polasky, S., Williams, P., Pressey, R., Camm, J., Kershaw, M., Kiester, A., Downs, B., Hamilton, R., Huso, M. & Sahr, K. (1997): A comparison of reserve selection algorithms using data on terrestrial vertebrates in Oregon. *Biol. Conserv.* **80**, 83-97.
- EEA (1999): Environmental Assessment Report no. 2 Changes and loss of biodiversity In Environment in the European Union at the turn of the century, pp. 285-310. Environmental Assessment Report no. 2, European Environment Agency.
- Enghoff, H. & Smidt Nielsen, E. (1977): Et nyt grundkort til brug for faunistiske undersøgelser i Danmark, baseret på UTM-koordinatsystemet. *Ent. Meddr.* **45**, 65-74.
- Faith, D. P. & Walker, P. A. (1996): How do indicator groups provide information about the relative biodiversity of different sets of areas? On hotspots, complementarity and pattern-based approaches. *Biodiv. Lett.* **3**, 18-25.
- Fjeldså, J. & Rahbek, C. (1997): Species richness and endemism in South American birds: Implications for the design of networks of nature reserves. In W. F. Laurance & R. O. Bierregaard (Eds.): *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. Pp. 466-482. Chicago: University of Chicago Press.
- Fog, K. (1993): Oplæg til forvaltningsplan for Danmarks padder og krybdyr. Copenhagen: Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Gaston, K. (1994): *Rarity* London: Chapman & Hall
- Gaston, K. J. (1996): Biodiversity - congruence. *Prog. Phys. Geogr.* **20**, 105-112.
- Grell, M. B. (1998): *Fuglenes Danmark*. Viborg: G. E. C. Gads Forlag and Dansk Ornitologisk Forening.
- Hartvig, P. (2000): Ekstensivt drevne naturtyper. I Holten-Andersen, J., Pedersen, T. N., Stensen Christensen, H. & Manninen, S. (Red.): *Dansk naturpolitik - viden og vurderinger*. Tamarapport nr. 1, Naturrådet.
- Howard, P. C., Viskanic, P., Davenport, T. R. B., Kigenyi, F. W., Baltzer, M., Dickin-son, C. J., Lwanga, J. S., Matthews, R. A. & Balmford, A. (1998): Complementarity and the use of indicator groups for reserve selection in Uganda. *Nature* **394**, 472-475.
- Kaaber, S. (1982): De danske sværmere og spindere. *Dansk faunistisk bibliotek*, bind 3. Klampenborg: Scandinavian Science Press Ltd.
- Lombard, A. T. (1995): The problem with multi-species conservation: do hotspots, ideal reserves and existing reserves coincide? *S. Afr. J. Zool.* **30**, 145-163.
- Lund, M. P. & Rahbek, C. (Indsendt): Cross-taxon congruence in complementarity and the conservation of temperate biodiversity.
- Mace, G., Balmford, A., Boitani, L., Cowlshaw, G., Dobson, A. P., Faith, D. P., Gaston, K. J., Humphries, C. R., Vane-Wright, R. I., Williams, P. H., Lawton, J. H., Margules, C. R., May, R. M., Nicholls, A. O., Possingham, H. P., Rahbek, C. & van Ja-

- arsveld, A. S. (2000): It's time to work together and stop duplicating conservation efforts... *Nature* **405**, 393.
- Margules, C. R., Nicholls, A. O. & Pressey, R. L. (1988): Selecting networks of reserves to maximise biological diversity. *Biol. Conserv.* **43**, 63-76.
- Margules, C. & Usher, M. B. (1981): Criteria used in assessing wildlife conservation potential: a review. *Biol. Conserv.* **21**, 79-109.
- Martin, O. (1989): Click beetles (Coleoptera, Elateridae) from old deciduous forests in Denmark. *Ent. Meddr.* **57**, 1-107.
- May, R. M. (1999): The dimensions of life on Earth In *Nature and Human Society: The quest for a sustainable world* (eds. P. H. Raven & T. Williams), pp. 30-45. National Academy Press.
- Myers (1988): Threatened biotas: "Hot spots" in tropical forests. *Environmentalist.* **8**, 187-208.
- OECD (1999): *Environmental Performance Reviews Denmark*. Paris: OECD
- Prendergast, J. R., Quinn, R. M., Lawton, J. H., Eversham, B. C. & Gibbons, D. W. (1993): Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature* **365**, 335-337.
- Prendergast, J. R., Quinn, R. M. & Lawton, J. H. (1999): The gaps between theory and practice in selecting nature reserves. *Conserv. Biol.* **13**, 484-492.
- Pressey, R. L., Humphries, C. J., Margules, C. R., Vane-Wright, R. I. & Williams, P. H. (1993): Beyond opportunism: Key principles for systematic reserve selection. *Trends Ecol. Evol.* **8**, 124-128.
- Reid, W. V. (1998): Biodiversity hotspots. *Trends Ecol. Evol.* **13**, 275-280.
- Reyers, B., van Jaarsveld, A. S. & Krüger, M. (2000): Complementarity as a biodiversity indicator strategy. *Proc. R. Soc. Lond. B* **267**, 505-513.
- Ryti, R. (1992): Effect of the focal taxon on the selection of nature reserves. *Ecol. Appl.* **2**, 404-410.
- Scott, J.M., Davis, F., Csuti, B., Noss, R., Butterfield, B., Groves, C., Anderson, H., Caicco, S., D'archia, F., Edwards, T. C., Ulliman, J. & Wright, R. G. (1993): Gap analysis: A geographical approach to protection of biological diversity. *Wildl. Monogr.* **123**, 1-41.
- Simberloff, D., Farr, J. A., Cox, J. & Mehlman, D. W. (1992): Movement Corridors: Conservation bargains or poor investments? *Conserv. Biol.* **6**, 493-504.
- Skov- og Naturstyrelsen (1994): Strategi for de danske naturskove og andre bevaringsværdige skovtyper. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Skov- og Naturstyrelsen (1996): *Biological Diversity in Denmark – Status and Strategy*. Copenhagen: Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Skov- og Naturstyrelsen (1999): *Skov- og Naturstyrelsens naturplejestrategi*. Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Soulè, M. E. & Sanjayan, M. A. (1998): Conservation targets: Do they help? *Science* **279**, 2060-2061.
- Stoltze, M. (1994): *An Annotated Atlas of the Danish Butterflies*. Ph.D. thesis. Copenhagen: Zoological Museum, Copenhagen University.
- Stoltze, M. (1994): *An Annotated Atlas of the Danish Butterflies*. Ph.D. thesis. Copenhagen: Zoological Museum, Copenhagen University.

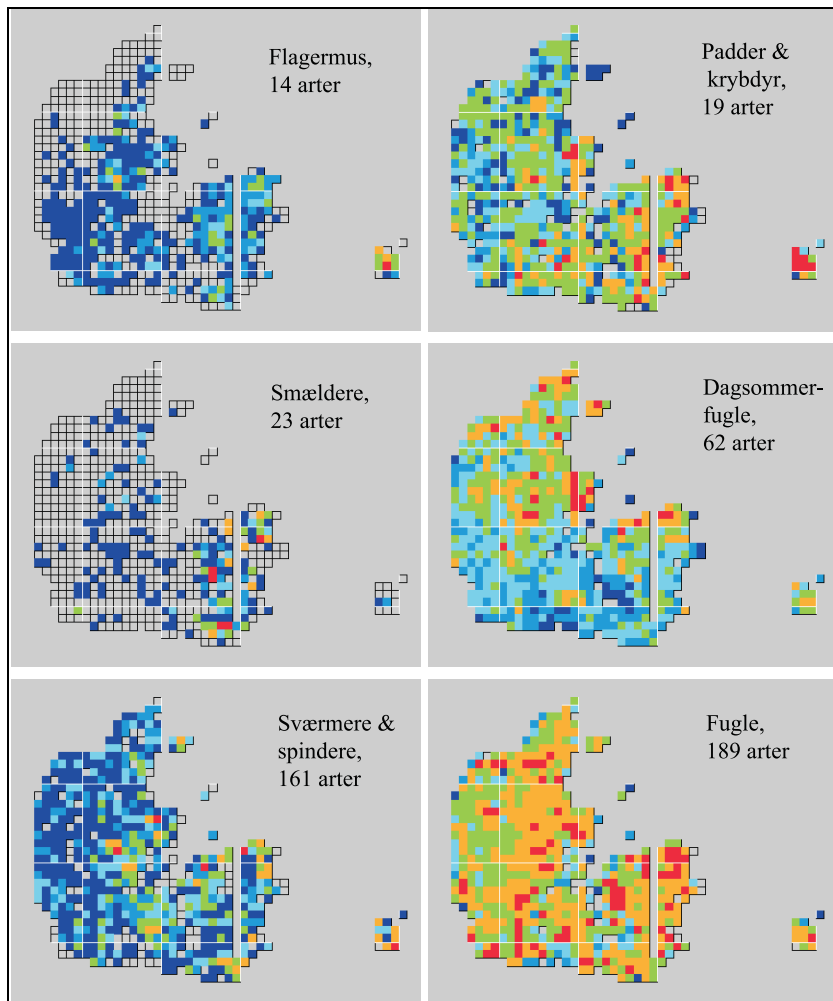
- Stoltze, M. (1998): Hvordan står det til med naturen? Tema-rapport fra DMU 22. Århus: Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Stoltze, M. & Pihl, S. (Red.) (1998): Rødliste 1997 over planter og dyr i Danmark. Copenhagen: Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser og Skov- og Naturstyrelsen.
- Stoltze, M. & Pihl, S. (Red.) (1998): Gulliste 1997 over planter og dyr i Danmark. Copenhagen: Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser og Skov- og Naturstyrelsen.
- Vane-Wright, R. I., Humphries, C. J. & Williams, P. H. (1991) What to protect? - Systematics and the agony of choice. *Biol. Conserv.* **55**, 235-254.
- Williams, P. (1998): Key sites for conservation: area-selection methods for biodiversity. In G. M., Mace, A., Balmford & J. R., Ginsberg (Eds.): *Conservation in a changing world*. Pp. 211-249. Cambridge University Press.
- Williams, P. H. (1999): *WORLDMAP 4 WINDOWS: software and help document 4.1*. London: distributed privately and from <http://www.nhm.ac.uk/science/projects/worldmap/>.
- Williams, P. H., Burgess, N. D. & Rahbek, C. (2000): Flagship species, ecological complementarity, and conserving the diversity of mammals and birds in Sub-Saharan Africa. *Anim. Conserv.* **3**, 249-260.
- Williams, P. H., Gibbons, D., Margules, C., Rebelo, A., Humphries, C. & Pressey, R. (1996): A comparison of richness hotspots, rarity hotspots and complementarity areas for conserving diversity using British birds. *Conserv. Biol.* **10**, 155-174.
- World Conservation Union (IUCN) (1992): *IUCN Bull.* **43**:10.

Desuden følgende hjemmesider på internettet:

[www.sns.dk/](http://www.sns.dk/)

[www.retsinfo.dk/](http://www.retsinfo.dk/)

## Bilag 1. Dækning og artsrigdom i atlasundersøgelserne



Anm.: Artsrigdom er angivet ved en relativ farveskala. Rød antyder flest/mange arter og blå antyder få/færre arter. Større dele af Danmark er endnu ikke undersøgt for flagermus og smældere, men de viste tendenser i udbredelsesmønstrene (mange arter i den sydøstlige del af landet) afspejler imidlertid de reelle fordelinger af disse arter i Danmark.

## Bilag 2. Røddlistede arter i atlasundersøgelserne

Art	Røddliste- kategori	Art	Røddliste- kategori
<b>Smældere</b>		<b>Natsommerfugle (fortsat)</b>	
<i>Athous mutilatus</i>	V	<i>Orgyia recens</i>	Ex
<i>Denticollis rubens</i>	V	<i>Dasychira abietis</i>	R
<i>Procræus tibialis</i>	V	<i>Nudaria mundana</i>	R
<i>Ampedus cinnabarinus</i>	V	<i>Pelosia obtusa</i>	R
<i>Ampedus sanguineus</i>	V	<i>Eilema pygmaeola</i>	R
<i>Ampedus rufipennis</i>	V	<i>Parasemia plantaginis</i>	V
<i>Ampedus pomonae</i>	V	<i>Hyphoraia aulica</i>	R
<i>Ampedus sanguinolentus</i>	V	<i>Tyria jacobaeae</i>	V
<i>Ampedus quercicola</i>	E	<b>Køllesværmere</b>	
<i>Ampedus hjorti</i>	V	<i>Zygaena diaphana</i>	V
<i>Ampedus praeustus</i>	E	<i>Zygaena purpuralis</i>	E
<i>Ampedus cardinalis</i>	V	<i>Zygaena viciae</i>	V
<i>Ampedus erythrogonus</i>	E	<i>Zygaena trifolii</i>	V
<i>Ampedus nigerrimus</i>	E	<b>Dagsommerfugle</b>	
<i>Ampedus nigrinus</i>	V	<i>Erynnis tages</i>	V
<i>Ischnodes sanguinicollis</i>	E	<i>Pyrgus amoricanus</i>	E
<i>Elater ferrugineus</i>	E	<i>Carterocephalus silvicolus</i>	R
<b>Natsommerfugle</b>		<i>Hesperia comma</i>	V
<i>Phragmataecia castanea</i>	R	<i>Leptidea sinapis</i>	E
<i>Lypusa maurella</i>	R	<i>Nymphalis polychloros</i>	E
<i>Siederia cembrella</i>	V	<i>Argynnis paphia</i>	V
<i>Bacotia sepium</i>	R	<i>Mesoacidalia aglaja</i>	V
<i>Psyche crassiorella</i>	V	<i>Fabriciana adippe</i>	V
<i>Psyche betulina</i>	R	<i>Fabriciana niobe</i>	V
<i>Epichnopteryx plumella</i>	V	<i>Brenthis ino</i>	V
<i>Acanthopsyche atra</i>	R	<i>Boloria aqulionaris</i>	V
<i>Canephora unicolor</i>	V	<i>Clossiana euphrosyne</i>	V
<i>Phalacropteryx graslinella</i>	V	<i>Melitaea cinxia</i>	V
<i>Sesia melanocephala</i>	R	<i>Mellicta athalia</i>	V
<i>Paranthrene tabaniformis</i>	R	<i>Euphydryas aurinia</i>	E
<i>Synanthedon flaviventris</i>	E	<i>Coenonympha tullia</i>	V
<i>Bembecia scopigera</i>	V	<i>Coenonympha arcania</i>	Ex
<i>Malacosoma neustria</i>	E	<i>Thecla betulae</i>	V
<i>Gastropacha quercifolia</i>	E	<i>Satyrium ilicis</i>	E
<i>Lemonia dumi</i>	V	<i>Lycaena hippothoe</i>	V
<i>Cymatophorima diluta</i>	R	<i>Maculinea alcon</i>	V
<i>Hemaris tityus</i>	E	<i>Maculinea arion</i>	E
<i>Hybocampa milhauseri</i>	R	<i>Cyaniris semiargus</i>	V
<i>Gluphisia crenata</i>	R	<i>Aricia artaxerxes</i>	E
<i>Clostera anastomosis</i>	V	<i>Vaccinia optilete</i>	V

Art	Rødliste- kategori	Art	Rødliste- kategori
<b>Dagsommerfugle (fortsat)</b>		<b>Fugle (fortsat)</b>	
<i>Plebejus argus</i>	V	<i>Arenaria interpres</i>	V
<b>Padder</b>		<i>Rissa tridactyla</i>	R
<i>Pelobates fuscus</i>	V	<i>Gelochelidon nilotica</i>	E
<i>Bombina bombina</i>	E	<i>Sterna albifrons</i>	R
<i>Bufo viridis</i>	V	<i>Chlidonis niger</i>	E
<i>Rana ridibunda</i>	V	<i>Uria aalge</i>	R
<i>Rana kl. esculenta</i>	E	<i>Alca torda</i>	R
<i>Triturus alpestris</i>	R	<i>Streptopelia turtur</i>	R
<b>Krybdyr</b>		<i>Tyto alba</i>	V
<i>Ingen</i>		<i>Bubo bubo</i>	R
<b>Fugle</b>		<i>Athene noctua</i>	V
<i>Podiceps auritus</i>	Ex	<i>Asio flammeus</i>	E
<i>Podiceps nigricollis</i>	R	<i>Aegolius funereus</i>	E
<i>Botaurus stellaris</i>	R	<i>Alcedo atthis</i>	R
<i>Ciconia nigra</i>	R	<i>Upupa epops</i>	Ex
<i>Ciconia ciconia</i>	E	<i>Jynx torquilla</i>	R
<i>Platalea leucorodia</i>	Ex	<i>Dendrocopos minor</i>	R
<i>Branta leucopsis</i>	R	<i>Galerida cristata</i>	E
<i>Anas penelope</i>	V	<i>Lullula arborea</i>	R
<i>Anas acuta</i>	V	<i>Anthus campestris</i>	E
<i>Anas querquedula</i>	V	<i>Anthus spinoletta</i>	R
<i>Bucephala clangula</i>	R	<i>Cinclus cinclus</i>	E
<i>Mergus merganser</i>	R	<i>Luscinia svecica</i>	R
<i>Milvus milvus</i>	R	<i>Saxicola torquata</i>	R
<i>Haliaeetus albicilla</i>	R	<i>Locustella luscinioides</i>	V
<i>Circus cyaneus</i>	R	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	Ex
<i>Circus pygargus</i>	V	<i>Sylvia nisoria</i>	E
<i>Pandion haliaetus</i>	E	<i>Regulus ignicapillus</i>	R
<i>Falco subbuteo</i>	E	<i>Parus montanus</i>	R
<i>Tetrao tetrix</i>	E	<i>Remiz pendulinus</i>	R
<i>Coturnix coturnix</i>	R	<i>Oriolus oriolus</i>	V
<i>Porzana porzana</i>	V	<i>Lanius excubitor</i>	E
<i>Crex crex</i>	Ex	<i>Nucifraga caryocatactes</i>	Ex
<i>Grus grus</i>	R	<i>Serinus serinus</i>	V
<i>Charadrius dubius</i>	R	<i>Carpodacus erythrinus</i>	R
<i>Charadrius alexandrinus</i>	E	<b>Flagermus</b>	
<i>Pluvialis apricaria</i>	E	<i>Nyctalus noctula</i>	V
<i>Calidris alpina</i>	R	<i>Plecotus auritus</i>	V
<i>Philomachus pugnax</i>	V	<i>Barbastella barbastellus</i>	R
<i>Numenius arquata</i>	R	<i>Pipistrellus nathusii</i>	V
<i>Tringa ochropus</i>	V	<i>Myotis nattereri</i>	V
<i>Tringa glareola</i>	V	<i>Myotis bechsteini</i>	R



Art	Rødliste- kategori
<b>Flagermus (fortsat)</b>	
<i>Myotis brandii</i>	V
<i>Myotis mystacinus</i>	V
<i>Myotis daubentoni</i>	V
<i>Myotis dasycneme</i>	V

### **Bilag 3. Oversigt over landsdækkende undersøgelser af Danmarks fauna og flora**

#### **UTM-nettet**

I teksten refereres til undersøgelser der følger et standardiseret kvadratnet. Det drejer sig UTM-nettet (Universal Transverse Mercator Grid), som opdeler Danmark og resten af verden i kvadrater (Geodætisk Institut [1981]: UTM-nettet – opbygning og anvendelse). I atlasundersøgelser kan arter da registreres som “tilstedeværende” (ynglende) eller “ikke-tilstedeværende” (ikke-ynglende) i hvert kvadrat. Fire af de undersøgelser, der indgår i nærværende rapport, blev foretaget i et 10 x 10 km UTM-net, mens to af undersøgelserne blev foretaget i 5 x 5 km UTM-net (padder & krybdyr og fugle). Kvadraterne i de to undersøgelser på 5 x 5 km skala blev derfor slået sammen fire og fire. Information går tabt ved at skalere op, men det er nødvendigt for at kunne sammenligne undersøgelserne på tværs.

I Danmark danner meridianen 12° østlig længde (ned gennem Sjælland og Falster) zonegrænse mellem to UTM-zoner, UTM-zone 32 og UTM-zone 33. De to undersøgelser på 5 x 5 km skala overholdt ikke denne zonegrænse, men forlængede UTM-zone 32 til at omfatte hele Sjælland, Falster og Møn. Dette komplicerede en sammenligning med de fire undersøgelser på 10 x 10 km skala, da disse overholdt UTM-zonerne. Kvadratnettene forskubbes i forhold til hinanden, når de to zoner sammenlignes. Dette giver anledning til en vis usikkerhed om, hvilket kvadrat en given observation stammer fra, hvis observationen er fra en af de undersøgelser der forlængede UTM-zone 32 (fugle og padder & krybdyr). Denne usikkerhed kunne bejlignvis reduceres betydeligt, da de samme to undersøgelser, der forlænger UTM-zone 32, tilfældigvis begge er foretaget på den finere 5 x 5 km skala. Observationerne fra 5 x 5 km kvadrater i den forlængede UTM-zone 32 er tilskrevet dét 10 x 10 km kvadrat i UTM-zone 33, hvor størst arealoverlap opnås. Usikkerheden kan imidlertid ikke fjernes, og for 8% kvadraternes vedkommende (den østlige del af Sjælland, Falster og Møn) er observationer af fugle og padder & krybdyr behæftet med usikkerhed. På Bornholm er UTM-zone 33 benyttet i alle undersøgelser.

## UTM-net, 5 x 5 km

Atlas	Periode	Organisation	Kommentarer	Reference
<i>Padder &amp; krybdyr</i>	1976-86	Natur og Ungdom	UTM zone 32 forlænget (Bornholm zone 33)	Fog, K. (1993)
<i>Fugle</i>	1993-96	Dansk Ornitologisk Forening	UTM zone 32 forlænget (Bornholm zone 33)	Grell, M. (1998)
<i>Fugle</i>	1971-74	Dansk Ornitologisk Forening & Zoologisk Museum, København	UTM zone 32 forlænget (Bornholm zone 33). Licentiatprojekt	Dybbro, T. (1976)
<i>Flora Danica</i>	1992-	Dansk Botanisk Forening & Københavns Universitet	UTM zone 32 forlænget, og lokalitetskoordinater i UTM zone 33, således at begge kortgengivelser kan benyttes. Forventes færdigt år 2007.	Kontakt: P. Hartvig, Botanisk Museum

## UTM-net, 10 x 10 km

Atlas	Periode	Organisation	Kommentarer	Reference
<i>Smældere</i>	1950-98 (1820-)	Zoologisk Museum, København	UTM zone 32 og 33	Martin, O. (1989), Martin, O. & Munch, S. (1998)
<i>Sværmere og spindere</i>	1950-80 (1850-)	Privat	UTM zone 32 og 33	Kaaber, S. (1982)
<i>Dagsommerfugle</i>	1990-93 (1900-)	Zoologisk Museum, København	UTM zone 32 og 33. Ph.D.-projekt	Stoltze, M. (1994)

<b>Atlas</b>	<b>Periode</b>	<b>Organisation</b>	<b>Kommentarer</b>	<b>Reference</b>
<i>Svirrefluer</i>	-1993	Privat	UTM zone 32 og 33 Er endnu ikke tilgængelig digitalt, indgår derfor ikke i nærværende rapport.	Torp, E. (1994)
<i>Flagermus</i>	1973-94	Zoologisk Museum, København	UTM zone 32 og 33	Baagøe, H. (i trykken)
<i>Pattedyr</i>	2000-	Naturhistorisk Museum, Århus & Zoologisk Museum, København	UTM zone 32 og 33. Forventes færdigt omkring år 2004.	Kontakt: T.S. Hansen, NM. & M. Ujvári, ZM

#### **UTM-net, 20 x 20 km**

<b>Atlas</b>	<b>Periode</b>	<b>Organisation</b>	<b>Kommentarer</b>	<b>Reference</b>
<i>Bredtæger</i>	1992-00	Naturhistorisk Museum, Århus	UTM zone 32 og 33	Tolsgaard, S. (i trykken)
<i>Vandtæger</i>	-1994(?)	Zoologisk Museum, København	UTM zone 32 og 33 Speciale-projekt.	Damgaard, J. (1997)
<i>Rovfluer</i>	1960-99 (1870-)	Zoologisk Museum, København & Naturhistorisk Museum, Århus	UTM zone 32 og 33 Forventes færdigt år 2000	Kontakt: M. Nykjær & R. Meier, ZM

#### **Andre inddelinger\***

<b>Atlas</b>	<b>Periode</b>	<b>Organisation</b>	<b>Kommentarer</b>	<b>Reference</b>
<i>Karplanter</i>	-1966	Dansk Botanisk Forening	Lokalitetskort. Topografiske Botaniske Undersøgelser.	Vestergaard, P. & Hansen, K. (1989)

<b>Atlas</b>	<b>Periode</b>	<b>Organisation</b>	<b>Kommentarer</b>	<b>Reference</b>
<i>Edderkopper</i>	-2001	Zoologisk Museum, København	Faunistiske distrikter. I UTM-net under forberedelse, N. Scharff, ZM.	Kontakt: O. Gudik Sørensen
<i>Tusindben</i>	-1973(?)	Zoologisk Museum, København	Faunistiske distrikter	Enghoff, H. (1974)
<i>Skolopendre</i>	-1982(?)	Zoologisk Museum, København	Faunistiske distrikter	Enghoff, H. (1983)
<i>Bænkebidere, mejere og mos-skorpioner</i>	1928-62	Københavns Universitet	Lokalitetskort	Meinertz, Th. (1964)
<i>Guldsmede</i>	-1998	Privat	Udbredelseskort	Hansen, O.F. (1998)
<i>Løbebiller</i>	1950-81 (1830-)	Privat	8 x 9 km kvadratnet	Bangsholt, F. (1983)
<i>Snudebiller</i>	1950-95 (1830-)	Privat	Lokalitetskort	Palm, E. (1996)
<i>Prydvinger</i>	-1988(?)	Privat	Lokalitetskort	Palm, E. (1989)
<i>Viklere</i>	-1980	Privat	Lokalitetskort	Palm, E. (1982)
<i>Pyralider (halvmøl)</i>	1985(?)	Privat	Lokalitetskort	Palm, E. (1986)
<i>Målere</i>	-1983	Privat	Faunistiske distrikter	Skou, P. (1984)
<i>Ugler</i>	-1990(?)	Privat	Faunistiske distrikter.	Skou, P. (1991)

<b>Atlas</b>	<b>Periode</b>	<b>Organisation</b>	<b>Kommentarer</b>	<b>Reference</b>
<i>Ferskvandsfisk</i>	-	Danmarks Fiskeri Undersøgelser, Silkeborg	Oplysninger fra vandløb op til 7 m brede i forbindelse med overvågning. Oplysninger fra søer ufuldstændige. Systematisk gennem- gang savnes.	Kontakt: S. Berg

Anm.: \* *Udbredelseskort*: anslåede udbredelsesgrænser er markeret  
*Faunistiske distrikter*: Danmark inddeles traditionelt i 11 landsdele  
*Lokalitetskort*: angiver ved prikker hvor arterne er fundet

## Referencer:

- Bangsholt, F. (1983): Sandspringernes og løbebillernes udbredelse i Danmark ca. 1830-1981. Dansk faunistisk Bibliotek, bind 4, Scandinavian Science Press.
- Baagøe, H. (i trykken): Danish bats (Chiroptera, Mammalia): Atlas and analysis of distribution, occurrence, and abundance. Steenstrupia.
- Damgaard, J. (1997): De danske vandtæggers udbredelse og status. Entomologiske Meddelelser, bind 65:2.
- Dybbro, T. (1976): De danske ynglefugles udbredelse. Dansk Ornithologisk Forening.
- Enghoff, H. (1974): Om tusindbenenes udbredelse i Danmark (Diplopoda). Entomologiske Meddelelser, 42: 21-32.
- Enghoff, H. (1983): Oversigt over skolopendrenes udbredelse i Danmark (Chilopoda). Entomologiske Meddelelser, 50: 1-6.
- Fog, K (1993): Oplæg til forvaltningsplan for Danmarks padder og krybdyr. Skov- og Naturstyrelsen.
- Grell, M. (1998): Fuglenes Danmark. Gads Forlag og Dansk Ornitologisk Forening.
- Hansen, O. F. (1998): De danske guldsmede. Danmarks Dyreliv, bind 8. Apollo Books, Stenstrup.
- Kaaber, S. (1982): De danske sværmere og spindere. Geografisk udbredelse og fluktuationer 1850-1980. Dansk faunistisk Bibliotek, bind 3, Scandinavian Science Press.
- Martin, O. (1989): Smældere fra gammel løvskov i Danmark, Entomologiske Meddelelser, bind 57:1-2
- Martin, O. & Munch, S. (upubl.): Trælevende smældere i Danmark – Status 1998. Zoologisk Museum.
- Meinertz, Th. (1964): Videnskabelige Meddelelser, bind 126, pp. 387-465.
- Palm, E. (1982): Atlas over viklernes udbredelse i Danmark. Dansk faunistisk Bibliotek, bind 2, Scandinavian Science Press.
- Palm, E. (1986): Nordeuropas pyralider (Lepidoptera). Danmarks Dyreliv, bind 3. Fauna Bøger, København.
- Palm, E. (1989): Nordeuropas prydvinger (Lepidoptera). Danmarks Dyreliv, bind 4. Fauna Bøger, København.
- Palm, E. (1996): Nordeuropas snudebiller. Danmarks Dyreliv, bind 7. Apollo Books, Stenstrup.
- Skou, P. (1984): Nordens målere (Lepidoptera). Danmarks Dyreliv, bind 2. Fauna Bøger & Apollo Bøger, København og Svendborg.
- Skou, P. (1991): Nordens ugler (Lepidoptera). Danmarks Dyreliv, bind 5. Apollo Books, Stenstrup.
- Stoltze, M. (1994): An Annotated Atlas of the Danish Butterflies. Ph.D.-afhandling. Zoologisk Museum.
- Tolsgaard, S. (i trykken): Status over danske bredtæger, randtæger og ildtæger (Heteroptera: Pentatomoidea, Coreoidea & Pyrrhocoridae). Entomologisk Meddelelser.
- Torp, E. (1994): Danmarks svirrefluer (Diptera: Syrphidae). Danmarks Dyreliv, bind 6, Apollo Books, Stenstrup.
- Vestergaard, P. & Hansen, K. (Red.), (1989): Distribution of Vascular Plants in Denmark, Copenhagen: Opera Botanica 96.

## Bilag 4. Kriterier for medtagelse af arter i Worldmap-analysen

En dansk ynglende art defineres som:

**Arter der er indvandret selv fra naturligt reproducerende vilde bestande i samme zoogeografiske område som Danmark, eller arter der er indslæbt fra naturligt reproducerende vilde bestande i samme zoogeografiske område som Danmark. I begge tilfælde skal arterne have etableret en fast vild bestand i Danmark.**

Ved "**indvandret selv eller indslæbt**" forstås spredning og etablering af arten til Danmark uden direkte, bevidst fysisk transport af individer udført af mennesker (translokation). Arter der er udsatte eller undslupne fra fangenskab, medtages ikke.

Ved "**samme zoogeografiske område som Danmark**" forstås Vestpalearktis. Arter der er indført passivt eller aktivt af mennesker til Vestpalearktis, og derefter har etableret fritlevende bestande i lande omkring Danmark, hvorfra arten har spredt sig ved egen hjælp til Danmark, medtages ikke.

Ved "**vilde bestande**" forstås bestande i ind- og udland, der ikke er opstået ved translokation, og som ikke alene eller primært opretholdes gennem undslupne eller udsætning af fangenskabsopdrættede individer.

Ved "**etablering af fast, vild bestand**" forstås regelmæssig yngleforekomst defineret konservativt som ynglende i mindst 7 ud af 10 år (her undersøgt for sæsonen 1999 og 10 år tilbage). Således medtages ikke arter, der er enten sporadisk forekommende eller under mulig indvandring.

Arter registreret i atlasundersøgelserne der ikke opfylder kravene ovenfor:

>< Vestpalearktis – Arter fra andre zoogeografiske områder

\* Arter der er opført på Rødlisten, medtages alligevel i analyserne

### **Sværmere og spindere:**

*Clostera anachoreta* – tilfældige tilflyvere, ingen ynglefund, < 7 år

*Euproctis chryssorrhoea* – brunhale, fluktuerende, < 7 år

*Dysauxes ancilla* – tilfældige tilflyvere, < 7 år

*Lymantria dispar* – løvtræsnonne, fluktuerende, < 7 år

### **Dagsommerfugle:**

*Colias palaeno* – mosehøsummerfugl, fluktuerende, < 7 år

### **Fugle:**

\**Podiceps auritus* – nordisk lappedykker, < 7 år

\**Ciconia nigra* – sort stork, < 7 år

\**Platalea leucorodia* – skestork, < 7 år

*Cygnus cygnus* – sangsvane, < 7 år, udsatte/undslupne



*Branta canadensis* – canadagås, >> Vestpalearktis (hjemmehørende i Nordamerika)  
\**Branta leucopsis* – bramgås, < 7 år  
*Tadorna ferruginea* – rustand, < 7 år  
*Aix galericulata* – mandarinand, >> Vestpalearktis (hjemmehørende i Asien)  
*Aythya marila* – bjergand, < 7 år  
\**Haliaeetus albicilla* – havørn, < 7 år  
\**Circus cyaneus* – blå kærhøg, < 7 år  
*Phasianus colchicus* – fasan, >> Vestpalearktis (hjemmehørende i Asien)  
*Himantopus himantopus* – stylteløber, < 7 år  
*Arctitis hypoleucos* – mudderklire, < 7 år  
*Larus melanocephalus* – sorthovedet måge, < 7 år  
*Columba livia* – klippedue, undsluppen  
\**Bubo bubo* – stor hornugle, fra genudsætningsprojekt i Nordtyskland, udsatte individers oprindelsested ikke angivet.  
\**Upupa epops* – hærfugl, < 7 år  
\**Luscinia svecica* – blåhals, < 7 år  
*Turdus torquatus* – ringdrossel, < 7 år  
*Turdus iliacus* – vindrossel, < 7 år  
*Phylloscopus trochiloides* – lundsanger, < 7 år  
*Ficedula parva* – lille fluesnapper, < 7 år  
*Ficedula albicollis* – hvidhalset fluesnapper, < 7 år  
*Fringilla montifringilla* – kvækerfinke, < 7 år  
*Loxia pytyopsittacus* – stor korsnæb, < 7 år

**Smældere:** Ingen

**Padder:** Ingen

**Krybdyr:** Ingen

**Flagermus:** Ingen

## Bilag 5. Naturforvaltede landområder i Danmark

Ved "naturforvaltet område" forstås et område, der forvaltes primært af hensyn til bevarelse af den biologiske mangfoldighed. Den danske naturforvaltning har historisk søgt at undgå en opsplitning af arealet i natur og ikke-natur, hvorfor Danmark f.eks. ikke har naturparker. Dansk naturforvaltning sker gennem mange forskellige love. Planloven og Miljøbeskyttelsesloven har en helt overordnet betydning for landets generelle naturtilstand gennem f.eks. inddeling i land- og byzone eller ved at udstikke forureningsgrænser. Disse love har ikke direkte betydning, når der udpeges naturforvaltede områder. Nedenfor er nævnt hvilke typer naturforvaltede områder der findes i Danmark.

### Fredninger

Efter Naturbeskyttelseslovens kapitel 6 kan landarealer og ferske vande fredes for at beskytte den vilde flora og fauna og deres levesteder og områder af landskabelig, kulturhistorisk, naturvidenskabelig eller undervisningsmæssig værdi. Fire procent af landarealet er i dag fredet (ca. 1.800 km<sup>2</sup>). Fredning kan være en effektiv form for beskyttelse, idet den ønskede naturtilstand i et område kan defineres og regler for en passende pleje for opretholdelse af denne tilstand kan indskrives i fredningsbestemmelserne.

### Natura 2000

Områder udpeget efter EF-fuglebeskyttelsesdirektivet, EF-habitatdirektivet og Ramsarkonventionen udgør tilsammen Natura 2000-netværket. Alle Ramsar-områder er indbygget i de senere udpegede EF-fuglebeskyttelsesområder. Natura 2000-netværket dækker ialt ca. 10.000 km<sup>2</sup>. Syv procent af det danske landareal er omfattet af beskyttelse efter disse direktiver (~3.200 km<sup>2</sup>, heraf er ca. 25% i forvejen fredet). Beskyttelsen gælder visse dyr og planter (90 arter) og visse naturtyper (54 typer) af interesse på europæisk niveau, foruden vandfugle i store bestande (mindst 20.000 individer eller mindst 1% af den totale bestand af en art). Disse arter og naturtypers vilkår/tilstand må ikke forringes inden for områderne (og i princippet heller ikke uden for), og tilstanden i områderne bør søges forbedret på længere sigt. Desuden medfører direktiverne at der skal skærpede omstændigheder til for at der gives dispensationer fra den allerede gældende lovgivning inden for områderne. Dermed er Natura 2000 potentielt et meget effektivt beskyttelsesinstrument for de arter og naturtyper, der er omfattet af direktiverne.

### Naturbeskyttelseslovens generelle beskyttelsesbestemmelser

Efter Naturbeskyttelseslovens §3 er følgende naturtyper beskyttet:

- søer > 100 m<sup>2</sup>
- vandløb udpeget af amtet

- heder, moser, strandenge, strandsumpe, ferske enge og overdrev, der alene eller til sammen udgør et areal  $> 2.500 \text{ m}^2$
- moser  $< 2.500 \text{ m}^2$  er beskyttet såfremt de ligger i forbindelse med beskyttede søer eller vandløb

Den generelle beskyttelse medfører at tilstanden ikke må ændres. Hidtidig drift kan således fortsættes (f.eks. gødskning og sprøjtning), og der foreligger ikke krav om pleje for at hindre f.eks. tilgroning. I hele landet er ca. 9% af landarealet beskyttet efter de generelle bestemmelser. Desuden er store områder langs Jyllands vestkyst klitfredet efter lovens §8. Klitfredning gælder inden for 300 m fra den inderste grænse af strandbredden. På disse arealer må tilstanden ikke ændres.

## **Skovloven**

Skovområder i Danmark, der er fredskovspligtige, skal være bevoksede og skal drives flersidigt. Det vil sige at både produktionshensyn og landskabelige, kulturhistoriske, naturhistoriske, miljøbeskyttende og rekreative hensyn skal varetages. Efter Skovlovens kapitel 3 må tilstanden ikke ændres i søer, vandløb, moser, heder, strandenge, strandsumpe, ferske enge og overdrev, når disse naturtyper hører til fredskov. Det gælder selv når disse naturtyper er for små til at være omfattet af Naturbeskyttelseslovens generelle beskyttelse (§3). Desuden skal egekrat og skovbryn af løvtræer bevares på fredskovspligtige arealer. Findes biologisk værdifulde bevoksninger i fredskov kan det efter aftale med ejeren tillades udlagt til urørt skov.

## **Naturskovsstrategi**

Naturskovsstrategien er en hensigtserklæring om hvorledes dele af det danske skovareal bør udvikle sig indtil år 2040. Strategiens målsætning er at sikre naturskov – det vil sige områder med selvsåede hjemmehørende arter – på 10% af skovarealet. Strategien har indbygget to delmål, hvoraf det første er opfyldt: ved årtusindskiftet var mere end 90 km<sup>2</sup> naturskov udpeget. De udpegede skovparter skal enten drives efter gamle driftsformer eller lades urørte. Hovedparten af de større naturskovsområder ligger inden for Natura 2000-netværket.

## **Vandløbsloven**

Efter vandløbslovens §69 må bræmmer på 2 m langs naturlige eller højt målsatte vandløb og søer ikke dyrkes eller på anden måde jordforarbejdes.

## Reservater

Der findes 101 natur- og vildtreservater, som for størstedelens vedkommende dækker lavvandede kystnære områder (> 90%). Landarealet udgør 290 km<sup>2</sup>. Natur- og vildtreservater udpeges hhv. efter Naturbeskyttelsesloven (kapitel 6) og Jagt- og vildtforvaltningsloven (kapitel 5), og reservaterne er underopdelt i seks forskellige reservattyper: trækfuglereservat, ynglefuglereservat, sælreservat, hederreservat, byreservat og reservater af hensyn til dyr, planter, landskabsformer o.a.. Der gælder forskellige regler i de forskellige typer reservater. Generelt begrænses eller forbydes jagt og færdsel i områderne og i enkelte er levesteder også beskyttet. Med nogle få undtagelser ligger alle reservater inden for Natura 2000-netværket.

## Naturgenoprettede arealer

I Danmark er indtil nu 3 promille af landarealet naturgenoprettet. Det drejer sig primært om genskabelse af vådområder og skovrejsningsprojekter. De to største naturgenopretninger er Vest Stadil Fjord, som afsluttedes i 1999, og Skjern Å-projektet, som forværettes færdigt i år 2002. De to projekter ligger inden for Natura 2000-netværket. Såfremt det naturgenoprettede areal ligger på statsejet grund, er staten forpligtet til at udarbejde driftsplaner, så den ønskede naturtilstand opretholdes. Ligger det naturgenoprettede areal på privat ejendom tinglyses plejepligten.

## Note om beskyttelse af arter

En del arter er direkte beskyttet gennem den danske lovgivning uanset om de forekommer inden for eller uden for naturforvaltede landarealer. Vilde pattedyr og fugle er fredede, medmindre der er fastsat jagttid for dem. De arter, der er jagttid for, er fredede uden for jagttiden. Der er jagt på 10 pattedyrarter og 33 fuglearter. Visse arter betragtes dog som skadevoldende og må jages efter dispensation. Alle padder og krybdyr, 10 insekter og én musling er fredede. Desuden er alle orkideer og mere end 20 andre plantearter fredede. Fredning indebærer at arterne ikke må jages eller (med få undtagelser) indsamles.

Danmark har desuden forpligtet sig internationalt gennem Bern-konventionen til at beskytte vilde dyr og planter og deres naturlige levesteder. Hovedvægten er lagt på navngivne arter anført i konventionens appendiks. I Habitat-direktivets bilag er ligeledes opført et antal dyr og planter, hvis levesteder skal beskyttes generelt. Danmark har yderligere forpligtet sig gennem Bonn-konventionen til at beskytte vandrende og trækkende dyrearter anført i konventionens lister. Sidst men ikke mindst har Danmark gennem Biodiversitetskonventionen helt overordnet forpligtet sig til at bevare den biologiske mangfoldighed, hvilket vil sige at bevare alle arter og deres levesteder. Biodiversitetskonventionen forpligter desuden de enkelte lande til at de skal udarbejde strategier for hvordan bevarelsen af den nationale biologiske mangfoldighed sikres.

## Bilag 6. Følsomhedsanalyse af 30% kriteriet

	<b>&gt; 40%</b>		<b>&gt; 30%</b>		<b>&gt; 20%</b>		<b>&gt; 10%</b>	
	<b>naturforvaltet</b>		<b>naturforvaltet</b>		<b>naturforvaltet</b>		<b>naturforvaltet</b>	
	<b>areal</b>	<b>landareal</b>	<b>areal</b>	<b>landareal</b>	<b>areal</b>	<b>landareal</b>	<b>areal</b>	<b>landareal</b>
Undersøgt areal (km <sup>2</sup> ), <i>N</i> = 43.100	560 (1%)	1.860 (4%)	<i>1.430</i> (3%)	<i>3.490</i> (8%)	4.340 (10%)	6.920 (16%)	10.150 (24%)	12.560 (29%)
Naturforvaltet areal (km <sup>2</sup> ), <i>N</i> = 4.200	340 (8%)	1150 (27%)	<i>680</i> (16%)	<i>1.720</i> (41%)	1.650 (39%)	2.580 (61%)	2.870 (68%)	3.370 (80%)
Kvadrater, <i>N</i> = 633	7 (1%)	80 (13%)	<i>17</i> (3%)	<i>117</i> (18%)	57 (9%)	171 (27%)	145 (23%)	252 (40%)
Rødlistede arter, <i>N</i> = 160	72 (45%)	122 (76%)	<i>102</i> (64%)	<i>136</i> (85%)	134 (84%)	150 (94%)	150 (94%)	156 (98%)
Alle arter, <i>N</i> = 468	341 (73%)	425 (91%)	<i>398</i> (85%)	<i>440</i> (94%)	440 (94%)	458 (98%)	457 (98%)	464 (99%)

**Tabel I.** Kolonner i kursiv refererer til 30%'s kriteriet der indgår i analyserne. Øverste række angiver hvor stort et areal, der er indsamlet data fra. Anden række angiver hvor stort et areal i de pågældende kvadrater, der er naturforvaltet.

Antagelsen om at et kvadrat er naturforvaltet hvis > 30% af arealet er omfattet af naturforvaltning og at arterne i det pågældende kvadrat dermed er fuldt beskyttede, har stor betydning for analysen. Hvordan resultatet ville se ud, hvis kriteriet for hvornår et kvadrat er naturforvaltet var anderledes, fremgår af tabel I. Jo lavere kriteriet er, for at et kvadrat antages at være naturforvaltet jo større bliver afvigelsen mellem dét areal, som faktisk er naturforvaltet (anden række), og dét areal som datamaterialet er indsamlet fra (første række). Med andre ord bliver antagelsen mere og mere uholdbar. På den anden side fås en bedre repræsentation af det eksisterende naturforvaltede areal (80%) jo lavere kriteriet sættes (10% af kvadratets landareal).

## Bilag 7. Analysebias i naturforvaltningens omfang

	Positiv	Negativ	Usikkerhed
<b>Afgrænsning af naturforvaltede områder</b>		Ikke alle typer af naturforvaltede områder i Danmark er medtaget i analysen (det gælder f.eks. §3-områder). Dette påvirker evalueringen af den nuværende naturforvaltning i negativ retning, da flere arter end de i analysen angivne reelt vil forekomme inden for naturforvaltede arealer.	
<b>Antagelser</b>	De naturforvaltede områder antages at fungere 100% optimalt og dermed at have en beskyttende funktion for arter og levesteder. Dertil kommer at alle arter, der er registreret i kvadrater > 30% naturforvaltet areal, antages at forekomme inden for det naturforvaltede areal. Dette påvirker evalueringen af den nuværende naturforvaltning i positiv retning, da færre arter end de i analysen angivne reelt vil være beskyttede.	Naturforvaltede områder, der tilsammen udgør < 30% af et givent kvadratareal, antages ikke at yde beskyttelse. Dette påvirker evalueringen af den nuværende naturforvaltning i negativ retning, da små naturforvaltede områder udmærket kan være velfungerende for mindre pladskrævende arter.	

	<b>Positiv</b>	<b>Negativ</b>	<b>Usikkerhed</b>
<b>Data-grundlag</b>	<p>Visse fredninger sigter ikke mod at bevare biologisk mangfoldighed, men varetager andre beskyttelseshensyn, f.eks. til kulturhistoriske værdier. Desuden er mange områder inden for Natura 2000-netværket almindelige skov- og landbrugsområder, hvor den hidtidige drift kan fortsættes. Det beskyttede areal i Danmark, der har værdi for den biologiske mangfoldighed, er dermed overestimeret, og vil give en mere positiv evaluering af den nuværende naturforvaltning end reelt.</p>		<p>Udbredelsesdata for de enkelte arter findes i UTM-kvadratnet og ikke for områder. Dette introducerer en vis usikkerhed for, hvor en given art findes inden for kvadraterne. Desuden varierer undersøgelses-intensiteten inden for og imellem de enkelte atlasundersøgelser. Sådanne undersøgelser baseres i høj grad på frivillig deltagelse fra interesserede dele af befolkningen. Det er således svært at standardisere dels indsatsen og dels ekspertisen, hvormed de enkelte kvadrater undersøges. Der findes undersøgelser af i hvor høj grad feltundersøgelser henholdsvis under- og overestimerer antallet af arter. Her må vi blot konstatere, at selvom atlasundersøgelser giver et forenklet billede af en meget sammensat virkelighed, hvad angår arters udbredelse i Danmark, er det de bedste kvantitative data der findes. Det kan ikke afgøres i hvilken retning denne usikkerhed driver resultatet.</p>

**Minimumsæt:**

	1 repræsentation		2 repræsentationer		3 repræsentationer	
	Rødlistede arter	Alle arter	Rødlistede arter	Alle arter	Rødlistede arter	Alle arter
Kvadrater, $N = 633$	30 (5%)	31 (5%)	54 (9%)	56 (9%)	76 (12%)	77 (12%)
Undersøgt areal (km <sup>2</sup> ), $N = 43.100$	2.020 (5%)	2.110 (5%)	3.430 (8%)	3.650 (8%)	4.840 (11%)	4.880 (11%)

**Tabel I.** Minimumsæt for rødlistede arter og alle arter ved 1, 2 og 3 repræsentationer af hver art

Data for arternes udbredelse findes i 10 x 10 km kvadratnet. Landarealet varierer fra kvadrat til kvadrat. Det undersøgte areal (landarealet) af de kvadrater, der indgår i minimumsæt på 1, 2 og 3 repræsentationer, fremgår af tabel I. Sammenholdt med landarealet i de eksisterende 117 naturforvaltede kvadrater vil den optimale løsning kunne opnå to repræsentationer på et tilsvarende landareal. I den her benyttede algoritme indgår landareal imidlertid ikke som parameter i analysen, og er dermed ikke søgt minimeret i den optimale løsning. Alternativer til de i analysen og tabel I angivne minimumsæt, hvor fleksible områders areal undersøges, vil med stor sandsynlighed ændre de samlede arealer. Man bør desuden være varsom med at inddrage arealparameteren, da antallet af arter ikke stiger proportionalt med arealstørrelse (Rosenzweig, M. L. [1995]: Species diversity in space and time. Cambridge University Press: Cambridge). Vi har derfor i analyserne undgået at inddrage arealparameteren og kun draget konklusioner på baggrund af antal kvadrater.



## Working Papers from Danish Economic Council, Secretariat

- 1997:3 Niels Lynggård Hansen: *Samvariation mellem udbuds- og efterspørgselsstød. Impuls-respons analyse af årstal for Vesteuropa og USA, 1960-95.*
- 1997:4 Mette Gørtz, Jan V. Hansen og Mette Larsen: *Forskning og økonomisk udvikling.*
- 1998:1 Peter Brixen: *MODULA: En AGL-model med duale arbejdsmarkeder.*
- 1998:2 Hans Christian Kongsted and Merete Konnerup: *Structural VARs and structural changes. Has "new economics" changed the way economies work?*
- 1998:3 Anne Kristine Høj og Karina Ransby: *Input-output systemet i SMEC.*
- 1998:4 Merete Konnerup, Jacob Nielsen, Karina Ransby og John Smidt: *Faktorefterspørgsel og prisdannelse i SMEC.*
- 1999:1 Mette Gørtz, Jan V. Hansen og Mette Larsen: *CO<sub>2</sub>-skatter, dobbelt dividend og konkurrence i energisektoren: Anvendelser af den danske AGL-model ECOSMEC.*
- 1999:2 Mette Gørtz og Jan V. Hansen: *Regulation of Danish Energy Markets with Imperfect Competition.*
- 1999:3 Jens Hauch: *Simulating the Danish Electricity Reform.*
- 1999:4 Jens Hauch: *Optimal level of Multiple Types of Transportation with Several Externalities.*
- 1999:5 Jens Hauch: *The Kyoto Agreement. Consequences for Nordic Electricity Markets.*
- 1999:6 Jens Hauch: *Nordic Carbon Dioxide Abatement Costs.*
- 1999:7 Steen Bocian, Jacob Nielsen og John Smidt: *SMEC. Modelbeskrivelse og -egenskaber.*
- 2000:1 Mette P. Lund og Carsten Rahbek: *En kvantitativ biologisk analyse af dansk naturforvaltning med fokus på biologisk mangfoldighed.*