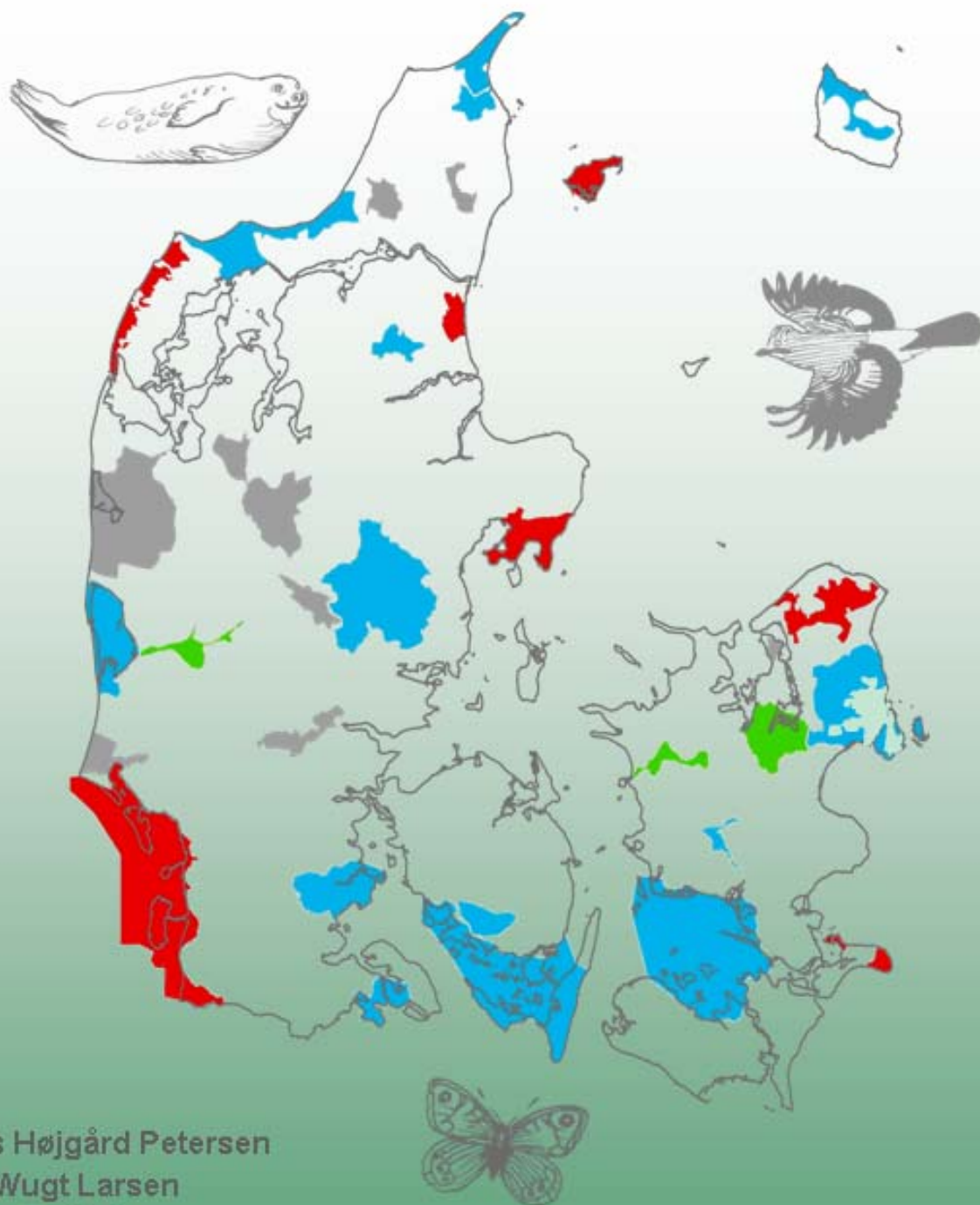


Naturværdier i Danske Nationalparker

En kvantitativ analyse af den biologiske mangfoldighed i
potentielle danske nationalparker



Anders Højgård Petersen
Frank Wugt Larsen
Carsten Rahbek
Niels Strange
Mette Palitzsch Lund

Juli 2005

Center for Makroøkologi, Københavns Universitet

Med støtte fra tips- og lottomidler til friluftslivet

Naturværdier i Danske Nationalparker

**En kvantitativ analyse af den biologiske mangfoldighed i
potentielle danske nationalparker**

**Anders Højgård Petersen
Frank Wugt Larsen
Carsten Rahbek
Niels Strange
Mette Palitzsch Lund**

**Juli 2005
Center for Makroøkologi, Københavns Universitet
Med støtte fra
Tips- og lottomidler til friluftslivet**

Naturværdier i Danske Nationalparker.

En kvantitativ analyse af den biologiske mangfoldighed i potentielle danske nationalparker.

Udgivet i juli 2005 af: Center for Makroøkologi, Biologisk Institut, Københavns Universitet.
Universitetsparken 15
2100 København Ø

ISBN: 87-87519-57-7

Tryk: Vester Kopi

Forsidetegning: Jon Fjeldså

Rapporten kan downloades som pdf-fil fra Friluftsrådets hjemmeside: <http://www.friluftsradet.dk/>

Forfattere:

Anders Højgård Petersen, Center for Makroøkologi, Biologisk Institut, Københavns Universitet.
Universitetsparken 15, 2100 København Ø. E-mail: ahpetersen@bi.ku.dk

Frank Wugt Larsen, Center for Makroøkologi, Biologisk Institut, Københavns Universitet.
Universitetsparken 15, DK-2100 København Ø. E-mail: fwlarsen@bi.ku.dk

Carsten Rahbek, Center for Makroøkologi, Biologisk Institut, Københavns Universitet.
Universitetsparken 15, DK-2100 København Ø. E-mail: crahbek@bi.ku.dk

Niels Strange, Skov og Landskab, Økonomi, politik og driftsplanlægning. Den Kgl. Veterinær og Landbohøjskole. Rolighedsvej 23, DK-1958 Frederiksberg C. E-mail: nst@kvl.dk

Mette Palitzsch Lund, Det Europæiske Miljøagentur.
Kongens Nytorv 6, DK-1050 København K. E-mail: Mette.Lund@eea.eu.int

Bedes Citeret:

Petersen, A.H., Larsen, F.W., Rahbek, C. Strange, N. og Lund, M.P. (2005) Naturværdier i Danske Nationalparker. En kvantitativ analyse af den biologiske mangfoldighed i potentielle danske nationalparker. 136 sider. Center for Makroøkologi, Københavns Universitet.

Rapporten er udarbejdet på initiativ af Friluftsrådet og med støtte fra Tips og Lottomidlerne til Friluftslivet. De præsenterede analyser er udført uafhængigt af Friluftsrådet, og forfatterne bag rapporten bærer alene ansvaret for alle resultater, diskussioner og konklusioner.

En stor tak rettes til følgende for adgang til grunddata fra deres respektive atlasundersøgelser: Hans Bogø, Thomas Secher og styringsgruppen for Dansk Pattedyratlas (pattedyr), Kåre Fog (krybdyr og padder), Michael Grell og Dansk Ornitologisk forening (fugle), Søren Tolsgaard (tæger), Svend Kaaber (sværmere og spindere), Ole Martin (smældere), Michael Stolze (dagsommerfugle), Mogens Holmen (vandtrædere og guldsmede) samt Ernst torp og Rune Bygebjerg (svirrefluer). Ligeledes en stor tak til de hundredevis af mennesker, som på frivillig basis har bidraget til undersøgelserne. En stor tak rettes også til Jan Fisher Rasmussen, Per Stadel Nielsen og Ole Fogh Nielsen for deres hjælp til opdatering af data for hhv. Guldsmede, Dagsommerfugle og Græshopper samt til Anders Tøttrup for arbejdet med at opdatere data for de danske ynglefugle og ikke mindst til Dansk Ornitologisk Forening og de mange fuglefolk, som bidrog med oplysninger. Tak rettes også til Hans Skov Petersen og Frank Søndergaard Jensen fra Skov og Landskab for data og værdifulde samtaler omkring de rekreative aspekter samt til Anders Fisher og Susanne Andersen, Kulturarvstyrelsen for informationer om nationale registreringer af kulturhistoriske data og til Vibeke Nelleman, Skov og Landskab for informationer om eksisterende registreringer landskabelige værdier i Danmark. Også en stor tak til Hans Meltofte, Kaj Sand Jensen, Uffe Gjøl Sørensen og Flemming Skov for kritisk gennemlæsning af manuskriptet og mange konstruktive kommentarer. Til sidst, men ikke mindst, tusind tak til Mads Olander Rasmussen for det store arbejde med datahåndtering og GIS-analyser samt de mange GIS-kort.

INDHOLDSFORTEGNELSE

1	Sammenfatning	1
2	Indledning	7
2.1	<i>Nationalparker i Danmark</i>	7
2.2	<i>Nærværende udredning</i>	8
2.2.1	Formål	8
2.2.2	Rammerne for udredningen	8
2.3	<i>Rapportens opbygning</i>	10
2.4	<i>Analytiske principper</i>	10
2.4.1	Netværk – udgangspunktet for nærværende analyse	10
2.4.2	Overordnede målsætninger for udpegning af nationalparker.....	10
2.4.3	Principper for udpegning af områder.....	11
2.4.4	Sammenligning af forskellige udvælgelsesmetoder	12
2.4.5	Opsummering vedrørende de tre metoder.....	17
3	Metoder	19
3.1	<i>Fremgangsmåde ved udpegning af områder</i>	19
3.2	<i>Geografisk opdeling af Danmark</i>	20
3.3	<i>Analyser og Datagrundlag</i>	27
4	Dyre- og plantearter	29
4.1	<i>Datagrundlag</i>	29
4.1.1	Truede arter	33
4.1.2	EU-arter	33
4.1.3	Arternes fordeling i Danmark	35
4.2	<i>Spørgsmål, analyser og diskussion</i>	39
4.2.1	Hvor mange arter findes inden for de større sammenhængende områder?.....	39
4.2.2	Hvor mange områder kræver det at dække alle arter?	41
4.2.3	Hvor meget betyder antallet af nationalparker?.....	44
4.2.4	Hvor meget betyder placeringen af nationalparkerne?	45
4.2.5	I hvor mange områder er arterne repræsenteret?	47
4.2.6	Hvilke områder dækker bedst arterne?	48
4.2.7	Hvilke områder supplerer bedst pilotområderne?.....	54
4.2.8	Hvilke arter findes i de forskellige netværk?.....	55
4.3	<i>Konklusioner</i>	60
5	Naturtyper	61
5.1	<i>Datagrundlag</i>	62
5.1.1	AIS-data.....	62
5.1.2	Naturtyper i de danske habitatområder	63
5.2	<i>Spørgsmål, analyser og diskussion</i>	64
5.2.1	Hvor meget af naturen ligger i større sammenhængende områder?	64
5.2.2	Habitatdirektivets naturtyper i de større sammenhængende naturområder.....	67
5.2.3	Hvilke områder repræsenterer bedst habitatdirektivets naturtyper?	71
5.2.4	Hvilke områder supplerer bedst pilotområderne mht. habitatdirektivets naturtyper?.....	71
5.2.5	Hvor mange arter dækkes ved en prioritering efter naturtyper?	73
5.3	<i>Konklusioner</i>	75

6	Rekreativ værdi.....	77
6.1	”Friluftsliv i 592 skove og andre naturområder”.....	77
6.1.1	De tre indikatorer	78
6.1.2	Begrænsninger ved datamaterialet	79
6.2	Modelbaserede estimater af besøgspotentialet i den danske natur.....	80
6.3	Resultater og analyser	82
6.3.1	Besøgstimer.....	82
6.3.2	Beregnet besøgspotentialer.....	83
6.3.3	Transportafstand.....	85
6.3.4	Udenlandske bilbesøg	86
6.3.5	Tværgående vurdering.....	87
6.3.6	Sammenligning af prioriteringer baseret på arter og på rekreativ værdi	88
6.4	Konklusioner.....	90
7	Andre aspekter ved prioritering af nationalparker	91
7.1	Økonomiske aspekter	91
7.1.1	Værdisætning af naturværdier	91
7.1.2	Omkostninger ved etablering og drift af nationalparker.....	91
7.1.3	Cost-Benefit-analyser.....	93
7.2	Landskabelige forhold	94
7.2.1	Landskabet i nationalparkerne.....	94
7.2.2	Danske landskabsbeskrivelser	95
7.3	Kulturhistoriske Værdier.....	96
7.3.1	Kulturhistoriske værdier i nationalparkerne.....	96
7.3.2	Fortidsminder	97
7.3.3	Kulturmiljøer.....	97
8	Summering, perspektivering og konklusion.....	99
9	Referencer.....	103

Bilag 1. Truede arter og EU-arter

Bilag 2. Arter i pilotområderne og i ’de syv bedste områder mht. truede arter’

Bilag 3. §3-naturtypernes udbredelse

Bilag 4. EU-Naturtyper

Bilag 5. Habitatområder i de 32 større sammenhængende naturområder

Bilag 6. Rekreativ værdi

1 Sammenfatning

Baggrund

På baggrund af Wilhjelmudvalgets anbefalinger har den danske regering igangsat initiativer med det formål at etablere en række større sammenhængende naturområder i Danmark under betegnelsen nationalparker. Et væsentligt formål med disse er at bidrage til bevaring af den biologiske mangfoldighed, biodiversiteten, i Danmark.

Nærværende rapport præsenterer resultaterne af en udredning om biodiversiteten i Danmark set i sammenhæng med etablering af nationalparker i Danmark og med hovedvægten lagt på hensynskrævende landlevende arter. Udredningen er udarbejdet af Center for Makroøkologi - et forskningscenter finansieret af Statens Forskningsråd for Natur og Univers. Udredningen er udført på foranledning af Friluftsrådet og med økonomisk støtte fra Tips og Lottomidler til Friluftslivet.

Formål

Hovedformålet med udredningen er at belyse, hvor områderne i et eventuelt netværk af nationalparker i Danmark kan placeres mest hensigtsmæssigt med henblik på at bevare den biologiske mangfoldighed, samt hvor effektivt et redskab nationalparkerne er i forhold til denne målsætning. Desuden belyses områdernes friluftsværdi.

Metoder

Der er udført en række kvantitative analyser, der beskriver konsekvenserne ved udpegningen af nationalparker under forskellige scenarier. Analyserne er baseret på data for udbredelsen af en lang række dyre- og plantearter samt naturtyper (overvejende terrestriske og enkelte ferskvandsrelaterede). Analyserne fokuserer på to parametre: omkostning i form af antal områder (dvs. landareal) og udbytte i form af repræsentation af arter og/eller naturtyper i de udvalgte områder. Analyserne bygger på princippet om komplementaritet. Det betyder, at områderne vurderes som et samlet netværk, hvor man udvælger de områder, som i kombination dækker flest mulige arter. Der analyseres typisk spørgsmål af følgende karakter: Hvilke syv områder repræsenterer tilsammen flest truede arter? Den benyttede metode står i modsætning til andre almindeligt anvendte metoder som f.eks. udpegningsmetoder, med særligt mange arter eller særligt mange sjældne arter. Sidstnævnte metoder tager ikke hensyn til, om udpegede områder indeholder de samme arter eller mange forskellige arter. Princippet om komplementaritet indebærer også, at sjældne arter har større betydning for udpegningen af områder end vidt udbredte arter, selvom arterne indgår på lige fod i analyserne.

For at belyse potentialet for nationalparker i Danmark har regeringen igangsat pilotprojekter syv steder i landet: Læsø, Thy, Lille Vildmose, Mols, Vadehavet, Nordsjælland og Møn. Derudover er der på lokalt initiativ startet tre lignende undersøgelsesprojekter: Skjern Å, Roskilde/Lejre og Åmosen/Tissø. Endelig har Friluftsrådet og Danmarks Naturfredningsforening bragt flere andre områder i forslag som nationalpark. Som grundlag for prioriteringsanalyserne i denne rapport benyttes i alt 32 større sammenhængende naturområder i Danmark. De udgøres af ovennævnte områder samt nogle supplerende områder defineret i dette projekt. De 32 områder dækker de fleste lokaliteter i Danmark, som vil kunne henregnes til "større sammenhængende naturområder". Der lægges vægt på at udpege de vigtigste områder med hensyn til repræsentation af biodiversitet og rekreativ værdi uden sær-

ligt hensyn til pilotprojekterne, undersøgelsesprojekterne eller andre forslag og prioriteringer i øvrigt.

Udpegning baseret på plante og dyrearter

Analyserne tager udgangspunkt i data over den nationale udbredelse af i alt 1008 danske ynglearter. Datasættet er det største af sin art herhjemme og er af usædvanlig høj kvalitet set i internationalt perspektiv. Data repræsenterer et bredt udsnit af danske arter, men har dog en kraftig overvægt af dyrearter. Data omfatter alle danske pattedyr, ynglefugle, krybdyr og padder (i alt 256 arter). Der er desuden et stort antal insekter (670 arter), heriblandt alle danske dagsommerfugle. Endelig indgår der omkring 80 plantearter, heriblandt 41 orkideer. Der udføres særskilte analyser for tre kategorier af arter a) Alle 1008 arter, b) 160 truede arter (røddistearter) samt c) 72 EU-arter (arter opført i bilagene til EU's habitat- og fuglebeskyttelsesdirektiver).

Resultaterne viser, at 35 ud af de i alt 1008 arter ikke er repræsenteret i de 32 større sammenhængende naturområder. Af disse er de 20 arter truede. Desuden skal 25 af de 32 områder udpeges, hvis de 973 arter, som findes i de områderne, skal repræsenteres mindst én gang. I denne sammenhæng skal det bemærkes, at analysen omfatter ca. 1000 ud af Danmarks anslåede 30.000 arter, hvorfor antallet af ikke-dækkede arter reelt er mange gange højere. Resultater betyder, at nationalparkerne ikke vil kunne stå alene. En supplerende strategi til beskyttelse af mindre biotoper er nødvendig, hvis man ønsker en fyldestgørende naturforvaltning, der dækker alle danske arter.

Ved udpegning af netværk med de fire til 10 bedste områder (baseret på komplementaritet) kan der opnås en samlet dækning på 86-93% af undersøgelsens 1008 arter. Optimeres der mht. de truede arter alene, opnås en bemærkelsesværdigt lavere procentvis dækningseffektivitet ved samme antal parker. Til gengæld er gevinsten ved udpegning af flere områder betydelig. Således dækker de fire bedste områder 59% af de truede arter, de syv bedste dækker 71% og de 10 bedste dækker 78%. Tilsvarende er der meget at vinde mht. EU-arterne idet effektiviteten stiger fra 72% til 92% ved at gå fra fire til 10 områder.

'De syv bedste områder mht. alle arter' dækker tilsammen 90% af arterne. Denne dækningseffektivitet er signifikant højere end ved tilfældig udpegning af syv af de 32 større sammenhængende naturområder (uden hensyn til biologisk indhold). Til sammenligning dækker de syv pilotområder 83% af alle arter, hvilket ikke er signifikant mere end ved tilfældig udpegning. Prioriteres mht. truede arter alene dækker de syv bedste områder 71% af disse arter, mens de syv pilotområder kun dækker 48% af de truede arter. Igen er dette ikke signifikant bedre end ved tilfældig udpegning. Samme mønster gentager sig for EU-arterne. 'de syv bedste områder mht. EU-arter' er med en dækning på 83% markant bedre end tilfældigt og de syv pilotområder (71%), mens effektiviteten af pilotområderne er ikke bedre end tilfældigt. Supplerende analyser viser, at den forøgede dækning *ikke* sker på bekostning af antallet af repræsentationer af de enkelte arter. Dette er vigtigt, fordi en arts overlevelsesmuligheder generelt er større, jo flere lokaliteter den findes på.

I de optimerede netværk af naturområder bidrager Københavns Omegn med flest arter efterfulgt af Bornholm. Det gælder både for alle arter, truede arter og EU-arter. Betragtes alene prioriteringen baseret på *alle arter* følger herefter Det Midtjyske Søhøjland og Skagen. Ingen af de eksisterende pilotområder er blandt de syv højst prioriterede områder, men Vadehavet og Møn prioriteres dog som nr. otte og ni. I prioriteringen baseret på *truede arter* alene ligger Skagen og Det Midtjyske Søhøjland også efter Københavns Omegn og

Bornholm, men her i omvendt rækkefølge. Som nr. seks ligger pilotområdet Møn, mens undersøgelsesområderne Roskilde/Lejre og Skjern Å også ligger i top-7. Hvis der prioriteres ud fra EU-arterne alene, ligger pilotområdet Vadehavet nr. tre, og herudover er pilotområderne Møn og Thy samt undersøgelsesprojektet Skjern Å blandt de syv højst prioriterede områder.

Supplerende analyser viser, at betydningen af Nordsjælland og Vadehavet øges, hvis Københavns Omegn udelukkes af analyserne. Andre analyser viser, at Bornholm, Københavns Omegn og Det Midtjyske Søhøjland er de områder, som supplerer pilotområderne bedst, hvis det antages, at alle disse udlægges som nationalparker.

Samlet set varierer prioriteringerne mellem de forskellige analyser. Københavns Omegn og Bornholm er dog gennemgående højt prioriterede. Af stor vigtighed er også Det Midtjyske Søhøjland, Skagen, Det Sydfynske Øhav, Skjern Å, Roskilde/Lejre og de to pilotområder Vadehavet og Møn, samt i nogen grad, Nordsjælland, Thy, Rold Skov, Vejle Å/Grejsdalen, Hanherred/Vejlerne samt Tystrup-Bavelse/Suså.

Resultaterne viser en temmelig høj grad af fleksibilitet i udpegningen. Det betyder bl.a. at der findes mange forskellige kombinationer af områder, som dækker betydeligt flere truede arter og/eller EU-arter end de syv pilotområder inden for et tilsvarende antal områder eller areal. Fleksibiliteten betyder også, at jo flere af de vigtigste områder der udpeges, jo bedre kan man tage andre hensyn end dækningen af arter ved udpegningen af resterende områder.

Endelig viser resultaterne, at et optimeret netværk primært vil dække flere insekt- og plantearter, end der er i de syv pilotområder, mens optimeringen er stort set neutral i forhold til dækningen af fuglearter.

Udpegning baseret på naturtyper

Analyserne vedrørende naturtyper er baseret på to datasæt: Det ene indeholder landsdækkende opgørelser af areal og udbredelse af seks af naturtyper beskyttet efter det danske §3-system: Hede, overdrev, ferske enge, marsk+strandeng, mose og sø, samt udbredelsen af skov i Danmark. Det andet datasæt indeholder de registrerede forekomster af de i alt 51 terrestriske eller ferskvandstilknyttede naturtyper fra EF-habitatdirektivet, som findes i Danmark ("EU-naturtyper" i det følgende). Naturtyperne er af særlig interesse for EU, og Danmark er forpligtet til at beskytte disse naturtyper igennem udpegning af de såkaldte habitatområder. Analyserne på de to sæt af naturtyper er udført uafhængigt af hinanden.

Resultaterne viser, at §3-naturtyperne hede, marsk+strandeng samt sø er velrepræsenteret i de syv pilotområder med hhv. 19% 18% og 17% af det samlede danske areal af disse naturtyper, mens eng og overdrev er dårligst repræsenteret med hhv. 4% og 5%. Repræsentationen af mose og skov er hhv. 8% og 7%. I forhold til pilotområderne, kan der opnås repræsentation af væsentligt større arealer for alle naturtyper med undtagelse af hede, hvis syv områder prioriteres specifikt med denne hensigt. Et eksempel på et sådant netværk er: Hanherred/Vejlerne, Københavns Omegn, Det Midtjyske Søhøjland, Vadehavet, Det Sydfynske Øhav og Nordsjælland samt Vestjylland (med bl.a. Klosterhede Plantage, Nissum Fjord og Storå).

Med hensyn til EU-naturtyperne viser resultaterne, at der ved optimal udpegning af kun fem nationalparker kan opnås repræsentation af samtlige 51 EU-naturtyper. De syv pilot-

områder repræsenterer 44 EU-naturtyper. Blandt disse er 10 af de i alt 11 prioriterede naturtyper, som er de mest hensynskrævende på EU-plan. Repræsentationen af EU-naturtyperne kan således optimeres væsentligt i forhold til pilotområderne mht. både antal naturtyper og antal forekomster. Resultaterne viser også, at det er muligt at udpege et netværk med syv nationalparker, der på én gang tager vide hensyn til dækningen af arter og habitatdirektivets naturtyper. Et eksempel på et sådant er: Møn, Bornholm, Skagen, Det Midtjyske Søhøjland, Tystrup-Bavelse/Suså, Københavns Omegn og Skjern Å.

Endelig viser resultaterne klart, at udpegning og prioritering af nationalparker alene på basis af data over naturtyper ikke sikrer en god repræsentation af arter

Udpegning baseret på rekreativ værdi

Analyserne vedrørende områdernes rekreative værdi (friluftsværdi) bygger data fra to kilder. Den ene er en meget omfattende kvantitativ opgørelse af den rekreative anvendelse af 592 naturområder i Danmark baseret på optælling af parkerede biler samt besvarelsen af spørgeskemaer. Som indikator for nærværende projekts 32 større sammenhængende naturområders rekreative værdi benyttes tre parametre: Totalt antal besøgstimer pr. år, totalt antal udenlandske bilbesøgstimer pr. år, samt naturgæsternes transportafstand. Den anden kilde bygger på modelberegninger. Som indikator for rekreativ værdi for de 32 områder benyttes en landsdækkende beregning af besøgspotentialet ved skovrejsning.

De fire indikatorer udtrykker forskellige aspekter ved naturområdernes rekreative anvendelse. I overensstemmelse med dette finder vi betydelige forskelle på rangfølgen af vores 32 områder alt efter valget af indikatorer. Alligevel er der nogen gennemgående træk. Eksempelvis optræder Møn blandt de fem højst placerede for alle fire indikatorer og Københavns Omegn blandt de fem højeste for tre indikatorer. Skagen, Hanherred/Vejlerne, Thy, Ringkøbing Fjord, Vadehavet og Bornholm er i top-10 for tre indikatorer og endelig er Nordsjælland og Det Sydfynske Øhav i top-10 for to indikatorer.

Gennemgående er det målte besøgstal og det beregnede besøgspotentialt størst i områder med et tæt befolket opland, især Københavns Omegn (Jægersborg Dyrehave), Nordsjælland og til dels Roskilde/Lejre. Desuden er besøgstallet højt i områder langs den jyske vestkyst navnlig i Vadehavet (med Rømmø strand), men også pænt i bl.a. Det Midtjyske Søhøjland, Det Sydfynske Øhav, samt på Mols, Møn, og Bornholm. Det udenlandske besøg er størst langs kysterne, især den jyske vestkyst, samt tæt på København. Transportafstanden er generelt størst langs den jyske vestkyst, hvor der er tyndt befolket, men hvor der er en række populære udflugtsmål, jvf. besøgstallene. Derudover er der enkelte områder med lavt besøgstal, hvor en høj gennemsnitlig transportafstand alligevel vidner om en høj attraktions værdi (f.eks. Lille Vildmose).

Resultaterne af en prioriteringsanalyse med særlig vægtning af områder med høj rekreativ værdi viser, at det ved udpegningen af nationalparker er muligt at kombinere en overordnet målsætning om høj repræsentation af arter med et hensyn til områdernes rekreative værdi. Et godt eksempel på et sådant netværk består af områderne: København Omegn, Bornholm, Skagen, Roskilde/Lejre, Møn, Det Sydfynske Øhav og Nordsjælland. Tilsammen dækker disse områder væsentligt flere truede arter end de syv pilotområder og har samtidig en noget højere gennemsnitlig rekreativ værdi.

Konklusioner

De præsenterede analyser leder frem til en lang række delkonklusioner. Blandt disse kan følgende særligt fremhæves.

- **Flere målsætninger lader sig forene.** Ved udpegningen af et netværk af nationalparker er det muligt i vid udstrækning at forene en målsætning om at dække flest mulige arter (herunder truede arter og EU-arter) med målsætninger, der vægter naturtyper eller områdernes rekreative værdi.
- **Hensigtsmæssigt placeret kan nationalparkerne dække biodiversiteten effektivt.** Man kan ved hensigtsmæssig placering af nationalparkerne opnå en samlet dækning af terrestriske arter og naturtyper, og en samlet rekreativ værdi, som er væsentlig bedre end den tilsvarende ved udpegning af de syv officielle pilotområder som nationalparker (inden for et tilsvarende antal områder eller landareal). Dette gælder i særdeleshed for truede arter og EU-arter. Tilsvarende kan alle EF-habitatdirektivets 51 terrestriske og ferskvandsrelaterede naturtyper i Danmark dækkes.
- **Pilotområderne indeholder ikke ekstraordinært mange arter og naturtyper.** De syv pilotområders samlede repræsentation af arter og naturtyper er generelt ikke større end den tilsvarende for syv tilfældigt udpegede større sammenhængende naturområder. Dette gælder også for truede og EU-arter.
- **Nationalparkerne kan ikke stå alene.** Selv ved udpegning af et stort antal nationalparker vil man ikke kunne dække alle danske arter. Dette gælder navnlig de sjældne og/eller truede arter. En supplerende strategi til beskyttelse af mindre biotoper er nødvendig, hvis man ønsker en fyldestgørende naturforvaltning, der dækker alle hensynskrævende danske arter.
- **Prioritering baseret på naturtyper alene sikrer ikke en effektiv dækning af arter.** En udpegning af nationalparker med henblik på at dække flest mulige naturtyper med størst muligt areal og med flest mulige forekomster sikrer ikke en god repræsentation af arter. Dette gælder i særdeleshed for truede arter.

De syv pilotområder optræder kun i beskedent omfang blandt de højst prioriterede områder i vores analyser. Dette skal ses i sammenhæng med at de benyttede målsætninger og kriterier alene maksimerer repræsentationen af arter og naturtyper. Derfor kan man heller ikke ud fra analyserne konkludere, at etablering af nationalparker i de syv pilotområder ikke vil berige den danske natur og bidrage til bevaringen af biodiversiteten. Enhver opprioritering af naturforvaltningen i større naturområder vil være positivt for den danske biodiversitet. Spørgsmålet er blot, om man ikke med en alternativ eller supplerende udpegning kan opnå de samme værdier og samtidig gøre nationalparkerne til et endnu stærkere middel i denne sammenhæng, gennem en forøget repræsentation af bl.a. truede arter.

Bevaring af alle danske arter er et hovedmål med naturforvaltningen under den siddende regering og har været det for tidligere regeringer, og det nævnes typisk i forbindelse med alle naturforvaltningsstrategier og -tiltag. Alligevel mangler der i dansk naturforvaltning en plan, hvoraf det fremgår helt konkret, hvordan de enkelte tiltag (f.eks. NATURA 2000-netværket eller nationalparkerne) skal lede hen mod opfyldelse af hovedmålet, som er at standse nedgangen i biodiversitet senest i 2010.

Med baggrund i analyseresultaterne og ovenstående betragtninger er rapportens hovedkonklusion, at:

Hvis formålet med nationalparker i Danmark er, at de skal bidrage markant til bedring af dansk biodiversitet i forhold til FN's biodiversitetskonvention og EU's 2010-målsætning og jvf. den nuværende regerings egen målsætning for dansk naturforvaltning (*"Hovedmålet er nu at standse tilbagegangen i Danmarks biodiversitet senest i 2010"*, Regeringen 2004), så skal der på baggrund af de præsenterede resultater meget stærke argumenter til for kun at tage pilotområderne i betragtning ved den egentlige udpegning af nationalparker i Danmark.

2 Indledning

Nærværende rapport præsenterer resultaterne af en udredning om den biologiske mangfoldighed i Danmark set i sammenhæng med den planlagte etablering af nationalparker i Danmark. Hovedvægten er lagt på hensynskrævende landlevende arter. Udredningen er udarbejdet af Center for Makroøkologi - et forskningscenter finansieret af Statens Forskningsråd for Natur og Univers. Udredningen er udført på foranledning af Friluftsrådet og med økonomisk støtte fra Tips og Lottomidler til Friluftslivet. Den er begrundet i et ønske om at tilvejebringe det bedst mulige grundlag for den fremtidige udpegning af nationalparker i Danmark.

2.1 Nationalparker i Danmark

I november 2001 afleverede Wilhjelmudvalget sin endelige rapport "En rig natur i et rigt samfund". Udvalget, som var nedsat af den daværende regering, havde til opgave at tilvejebringe et grundlag for en national handlingsplan for biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse. Blandt anbefalingerne var at supplere den eksisterende naturforvaltning med en strategi, der fokuserede på større sammenhængende naturområder (Wilhjelmudvalget 2001a).

Denne anbefaling blev fulgt op af den nuværende regering dels ved at indskrive etableringen af nationalparker i Danmark i dens "*Handlingsplan for biologiske mangfoldighed og naturbeskyttelse i Danmark 2004-2009*" og dels ved i løbet af 2003 og 2004 at igangsætte pilotprojekter syv steder i Danmark. Formålet med disse var at undersøge mulighederne og perspektiverne for nationalparker i konkrete områder samt mere generelt at belyse, hvori et dansk koncept for nationalparker kan bestå.

Bevaringen af den biologiske mangfoldighed – biodiversiteten – er et centralt mål for den danske naturforvaltning. Dette er begrundet i nationale hensyn til miljø, natur og velfærd såvel som i Danmarks internationale forpligtelser i denne henseende. Det gælder bl.a. over for EU, hvor udgangspunktet for den fælles strategi på naturområdet netop er ønsket om at bevare biodiversiteten. Det gælder desuden i forhold til FN's biodiversitetskonvention, som blev introduceret ved FN's verdensstopmøde i Rio de Janeiro i 1992, og som Danmark siden tiltrådte. Ved verdensstopmødet i Johannesburg i 2002 satte landene, som har tiltrådt konventionen, sig som fælles mål at opnå en betydelig reduktion af tabet i biodiversitet inden 2010. Dette mål blev siden hen en konkret og forpligtende EU-målsætning (Europa-parlamentet og Rådet 2002) og som sådan indskrevet direkte i regeringens handlingsplan for biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse. I denne hedder det om regeringens naturpolitik: "*Hovedmålet er nu at standse tilbagegangen i Danmarks biodiversitet senest i 2010*" (Regeringen 2004). Ved topmødet i Johannesburg blev det desuden besluttet at beskytte de mest værdifulde naturområder samt at fremme nationale og regionale biodiversitetsnetværk.

I tråd med ovenstående er et væsentligt formål med en eventuel etablering af nationalparker i Danmark, at de skal bidrage til bevaringen af den biologiske mangfoldighed. Således skriver Wilhjelmudvalgets arbejdsgruppe for naturkvalitet og naturovervågning: "*Det væsentligste formål med at etablere større sammenhængende naturområder er at give et væsentligt løft til bevarelsen af biodiversiteten i Danmark*" (Wilhjelmudvalget 2001b). Blandt de anbefalede kriterier for udpegningen af sådanne områder er følgende: "*Områderne skal indeholde større områder med "gammel" natur, der repræsenterer en høj bevaringsstatus og en rig repræsentation af rødlistearter.*"

I sin endelige rapport anbefalede Wilhjelmudvalget at: *”Der træffes en statslig beslutning om at etablere seks nationale naturområder, der er udvalgt som en del af opfølgningen på EF’s naturbeskyttelsesdirektiver og ud fra områdernes nationale betydning for den biologiske mangfoldighed”* (Wilhjelmudvalget 2001a). I begrundelsen for anbefalingen stod der bl.a.: *”Nationale naturområder giver muligheder for i større områder at sikre sjældne og truede arter samt hele økosystemer hvor de naturlige økologiske processer forløber mere frit.”*

I regeringens handlingsplan for biodiversitet og naturbeskyttelse står der: *”Indsatsen for at bremse tilbagegangen i biodiversiteten frem mod 2010 skal være så ressourceeffektiv som muligt. Handlingsplanen fastlægger derfor en klar prioritering af den fremtidige indsats: 1.prioritet: Bestående naturområder, herunder småbiotoper og halvkulturarealer (§3-arealer) i NATURA-2000 områder og nationalparker.”* (Regeringen 2004)¹. Specifikt om etableringen af nationalparker står der bl.a.: *”Målet med nationalparkerne er at styrke naturen og dens mulighed for udvikling i større sammenhængende områder, herunder at bevare biodiversiteten, landskaberne og de kulturhistoriske værdier”*

2.2 Nærværende udredning

2.2.1 Formål

Hovedformålet med denne udredning er at belyse, hvor områderne i et eventuelt netværk af nationalparker i Danmark mest hensigtsmæssigt kan placeres med henblik på at bevare den biologiske mangfoldighed. Udredningen belyser desuden, hvor effektivt et redskab nationalparker kan være i forhold til denne målsætning. Som udgangspunkt for disse vurderinger beskriver udredningen, hvordan den biologiske mangfoldighed fordeler sig i Danmark.

2.2.2 Rammerne for udredningen

Der findes ingen entydig definition af begreberne biologisk mangfoldighed eller biodiversitet, som oftest bruges synonymt. I FN’s biodiversitetskonvention defineres biodiversiteten som: *”Mangfoldigheden af levende organismer fra alle kilder, herunder bl.a. terrestriske, marine og andre akvatiske økosystemer og de økologiske strukturer, de indgår i; dette omfatter mangfoldigheden indenfor de enkelte arter og mellem arterne samt økosystemernes mangfoldighed”*. I realiteten er det nødvendigt at definere begrebet ”fra sag til sag”. I nærværende udredning lader vi dyre- og plantearter samt naturtyper repræsentere den danske biodiversitet. Mere konkret benytter vi allerede eksisterende data for udbredelsen af disse to elementer som udgangspunkt for en række deskriptive og kvantitative analyser. Analyserne har til formål at beskrive konsekvenserne ved udpegningen af nationalparker under forskellige scenarier. Der fokuseres primært på to parametre: omkostning i form af antal områder (dvs. landareal) og udbytte i form af repræsentation af arter og/eller naturtyper i de udvalgte områder. Vægten lægges i høj grad på særligt hensynskrævende arter og naturtyper. Disse udvælges med udgangspunkt i den danske rødliste over truede arter samt i arter eller naturtyper, som er særligt beskyttet efter dansk lovgivning eller igennem den fælles EU-lovgivning. Der indgår i datagrundlaget langt overvejende landlevende og enkelte ferskvandsrelaterede organismer og naturtyper. Der indgår ingen marine elementer i datagrundlaget for analyserne.

¹ NATURA-2000 er betegnelsen EU’s fælles netværk af naturbeskyttelsesområder bestående af fuglebeskyttelsesområder og habitatområder

I regeringens handlingsplan for biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse understreges vigtigheden af, at *”der prioriteres, så den fremtidige indsats bliver så effektiv som muligt og sikrer mest og bedst natur for pengene”*. Nærværende udredning er i tråd med dette princip, idet den bygger på såkaldte ”cost-efficiency”-analyser. Det betyder, at analyserne belyser, hvordan man ud fra nogle konkrete kriterier mest effektivt udnytter sine ressourcer, i dette tilfælde landareal, med det overordnede formål at bevare biodiversiteten. I den offentlige debat har ”cost-efficiency”-analyser fejlagtigt været anvendt til og kritiseret for at kunne begrunde en reduktion i ressourcerne på miljø- og naturområdet. Metoderne er imidlertid neutrale i forhold til ressource-forbrug og målsætninger, som alene kan bestemmes politisk. Resultater, der belyser både effekt og effektivitet, kan og bør indgå sammen med andre betragtninger i samfundsdebatten, som fører til politiske beslutninger. Tidligere analyser baseret på de samme principper udført for Det Økonomiske Råds Sekretariat (Det Økonomiske Råd 2000) har f.eks. vist, at den hidtidige naturforvaltningspraksis ikke i tilstrækkelig grad dækker den hensynskrævende biodiversitet i Danmark (Lund & Rahbek, 2000). Der er derfor et aktuelt behov for en yderligere indsats på dette område, hvis man ønsker at kunne nå de politiske målsætninger om bevarelse af dansk biodiversitet. De benyttede metoder kan bruges til at effektivere denne indsats. Det, at man kan øge effektiviteten i bestræbelserne på at nå et mål (som man endnu ikke har nået), begrunder ikke i sig selv en eventuel beslutning om at reducere i de statslige midler afsat til at nå dette mål.

Det skal understreges, at analyserne alene tager udgangspunkt i de eksisterende forhold. Der tages i vurderingerne af potentielle nationalparker ikke stilling til områdernes fremtidige potentiale i tilfælde af, at naturarealet forøges eller ændrer væsentligt karakter efter en eventuel udpegnings af nationalparkerne. Dette er i tråd med både Wilhjelmudvalgets anbefalinger og regeringens handlingsplan, som begge prioriterer indsatsen for de bestående naturområder højest (Wilhjelmudvalget 2001a, Regeringen 2004).

Som allerede nævnt har regeringen igangsat pilotprojekter syv steder rundt omkring i landet. Det drejer sig om Læsø, Thy, Lille Vildmose, Mols, Vadehavet, Nordsjælland og Møn. Projekterne involverer blandt andet statslige og lokale myndigheder, lodsejere samt miljø- og friluftorganisationer. Disse projekter er finansieret af lige store midler fra hhv. staten og Friluftsrådet. Herudover er der senere på lokalt initiativ startet projekter i yderligere tre såkaldte undersøgelsesområder ved Skjern Å, Åmosen/Tissø på Vestsjælland samt ved Roskilde/Lejre. Disse projekter involverer ikke staten direkte, men modtager støtte fra Friluftsrådet og arbejder efter samme skabelon som pilotprojekterne. Ud over pilot- og undersøgelsesområder har både Friluftsrådet og Danmarks Naturfredningsforening bragt yderligere en række områder i forslag som potentielle nationalparker.

Analyserne i denne udredning tager ikke alene udgangspunkt i de syv pilotområder, de tre undersøgelsesområder eller de øvrige forslag. Hensigten med analyserne er på basis af en række kriterier og målsætninger at vurdere større naturområders potentielle værdi som nationalpark mht. biodiversitet ud fra det samlede Danmarkskort uden at vægte allerede fremførte ønsker, forslag eller udpegninger. De syv pilotområder har alligevel en central placering i de udførte analyser, idet disse områders kvaliteter i forhold til konkrete målsætninger i alle tilfælde sammenlignes med mulige alternativer.

Hovedvægten i denne udredning ligger på den biologiske mangfoldighed, herunder i særdeleshed hensynskrævende arter. I Wilhjelmudvalget anbefalinger, nævnes imidlertid en række andre formål med nationalparker i Danmark end bevarelse af biodiversitet. Bevarel-

sen af landskabelige og kulturhistoriske værdier er også væsentlig ligesom områdernes potentiale for friluftslivet er vigtigt. Disse elementer nævnes også i regeringens handlingsplan, og behandles i de igangværende pilot- og undersøgelsesområder. Af relevans for udpegnings af nationalparker er desuden ejerforholdene. Blandt andet var en stor andel af statsejede arealer blandt kriterierne for udpegnings af de aktuelle pilotområder. Derudover har de økonomiske forhold, herunder etableringsomkostningerne for nationalparkerne, naturligvis også relevans i forbindelse med udpegnings.

På ovenstående baggrund var det oprindeligt hensigten i videst muligt omfang at inddrage de nævnte temaer direkte eller indirekte i prioriteringen af potentielle nationalparker. De benyttede analysemetoder forudsætter imidlertid, at der findes landsdækkende data for de faktorer, som ønskes inddraget. Dette var kun tilfældet mht. områdernes friluftsværdi. Dette aspekt er derfor behandlet i selvstændige analyser, på baggrund af kvantitative opgørelser af friluftslivet i en række danske naturområder. For de øvrige temaer fandtes ingen landsdækkende data af den fornødne kvalitet eller relevans på samlet form, og det var ikke muligt inden for projektets rammer at sammenstille eller producere sådanne data. Økonomiske forhold samt landskabelige og kulturhistoriske værdier indgår derfor ikke i prioriteringsanalyserne. Temaerne behandles dog kort med det formål at beskrive de datamæssige mangler mere indgående samt at skitsere fremtidige muligheder.

2.3 Rapportens opbygning

I de nærmeste afsnit følger en nøje gennemgang af de overordnede principper for de benyttede metoder. Derefter beskrives i metodeafsnittet den konkrete proceduren for analyserne og den geografiske opdeling af Danmark, som benyttes i analyserne, gennemgås. Dette indbefatter bl.a. hvilke potentielle nationalparker, der indgår i analyserne. De næste tre kapitler omhandler prioritering af områder på basis af hhv. dyre- og plante arter, naturtyper samt rekreativ værdi. Hvert af disse kapitler indeholder beskrivelser af datagrundlag, målsætning og kriterier for de konkrete analyser samt præsentation og diskussion af resultaterne for de respektive temaer. Derefter følger den nævnte korte gennemgang af økonomiske, landskabsmæssige og kulturhistoriske forhold. Til sidst er der en kort tværgående diskussion med opsummering af de væsentligste konklusioner.

2.4 Analytiske principper

2.4.1 Netværk – udgangspunktet for nærværende analyse

I nærværende rapport præsenteres analyser med det formål at prioritere forskellige områder med henblik på etablering af nationalparker i Danmark. Udgangspunktet for disse analyser er en netværkstankegang, forstået på den måde, at udpegnings (eller prioriteringen) af potentielle nationalparker sker på baggrund af, hvor effektive disse er i sammenhæng dvs. som samlet netværk. Dette står i modsætning til en praksis, hvor områderne alene vurderes individuelt. Effektivitet skal i denne sammenhæng forstås som netværkets evne til at opfylde en given målsætning.

2.4.2 Overordnede målsætninger for udpegnings af nationalparker

I denne rapport fokuseres der på placeringen af potentielle nationalparker hovedsagligt i forhold til biologisk mangfoldighed. For at nationalparker kan være nyttige instrumenter til bevarelse af den biologiske mangfoldighed, skal de opfylde to overordnede mål (Margules & Pressey 2000):

- Repræsentation af den biologiske mangfoldighed.

Nationalparkerne skal indeholde levedygtige enheder af de aspekter af den biologiske mangfoldighed, man ønsker at bevare (f.eks. arter og/eller naturtyper). Biodiversiteten skal med andre ord være repræsenteret i nationalparkerne.

- Sikring af den biologiske mangfoldighed

Nationalparkerne skal have gunstige forhold for den biologiske mangfoldighed for at sikre en bevarelse af de værdier, som oprindeligt lå til grund for udpegningen. Dette sker typisk ved at sikre levedygtige bestande, opretholde naturlige processer og minimere trusler.

Analysemetoden i nærværende undersøgelse, udpeger potentielle nationalparkområder alene ud fra en overordnet målsætning om at maksimere repræsentationen af biologisk mangfoldighed i form af arter og naturtyper. Analyserne tager udgangspunkt i data, der alene beskriver arters (eller naturtypers) udbredelse, og de udnytter alene information om, hvorvidt en art findes eller ikke findes i de enkelte områder. Data vedrørende bestande og de faktorer, der påvirker disse, kendes kun for en håndfuld af de arter, som er inkluderet i analyserne. Derfor er den nødvendige antagelse i analyserne, at bestandene er levedygtige, der hvor de findes. Hvis data var tilgængelige og den biologiske viden eksisterende, ville analyserne kunne udføres udelukkende på levedygtige bestande eller direkte på bestandsstørrelser. For et større geografisk område som Danmark, fungerer udbredelser dog som en god surrogatvariabel for levedygtige bestande (Araújo og Williams 2002a & b).

2.4.3 Principper for udpegning af områder

For at en metode til udvælgelse af områder med henblik på naturforvaltning (f.eks. nationalparker) er brugbar i praksis, og dermed tilvejebringer det bedst mulige diskussionsgrundlag for beslutningstagere, bør den bl.a. tilgodese følgende overordnede principper (Williams 1998):

- Effektivitet

De ressourcer samfundet kan bruge på f.eks. nationalparker er begrænsede. Derfor er det essentielt at disse ressourcer, i form af f.eks. areal, anvendes så effektivt som muligt. Områdeudvælgelsen og de fundne netværksløsninger skal derfor optimeres i forhold til den givne målsætning, som f.eks. at dække flest mulige arter, og samtidig minimere omkostningerne mest muligt, ved f.eks. at minimere det anvendte areal.

- Fleksibilitet

Processen bør være fleksibel forstået på den måde, at der til konkrete forslag til netværk af områder kan angives alternative netværk, eller alternativer til enkeltområder i netværket. Hermed menes alternativer, som også kan opfylde målsætningen i tilfælde af, at de først udvalgte områder i realiteten ikke kan udlægges som naturforvaltede områder (f.eks. nationalparker).

- Gennemskuelighed

Kriterierne, der ligger bag udvælgelsen af områder, bør gøres eksplicit. Analysen bør angive, hvad der opnås ved et givet netværk af områder (f.eks. arter dækket i netværket) og hvad det koster (f.eks. arealomkostning eller antal områder). Det bør dokumenteres, hvorfor et givent område er vigtigt i forhold til andre, dvs. hvad hvert enkelt område bidrager med i forhold til en given målsætning (f.eks. hvilke arter). Ligeledes bør

omkostninger ved brug af alternative netværk af områder eller udskiftning af enkeltområder være synlige. Endelig bør analyserne og dens resultater være reproducerbare.

Disse principper ligger til grund for analyserne i denne rapport (se også Rahbek 2003 for yderligere diskussion).

2.4.4 Sammenligning af forskellige udvælgelsesmetoder

Man kan udvælge (prioritere) områder ud fra forskellige metoder. I nærværende rapport sker den specifikke udvælgelse af områder ud fra et princip om komplementaritet. Derved fokuseres på områders forskelligheder mht. biologisk mangfoldighed, og på i hvor høj grad områder supplerer hinanden. Udvalget sker med andre ord i forhold til, i hvor høj grad et nyt område bidrager med arter eller naturtyper, der endnu ikke er repræsenteret af allerede udvalgte områder (Vane-Wright m.fl. 1991).

Udvælgelse ud fra komplementaritet står i kontrast til andre metoder som f.eks. udvælgelse af de mest artsrige områder, eller udvælgelse af områder med flest sjældne arter, uden hensyntagen til *hvilke* arter, som er i områderne, og til områdernes forskellighed. Vi illustrerer og diskuterer nedenfor principperne bag de tre områdeudvælgelsesmetoder:

- Udvalgt ud fra artsrigdom ("hotspots of richness")
- Udvalgt ud fra arter med en lille geografisk udbredelse ("hotspots of endemism")
- Udvalgt ud fra komplementær artsrigdom ("hotspots of complementary richness")

Selvom eksemplerne er designet til at være illustrative, er pointerne i overensstemmelse med resultaterne fra den videnskabelige litteratur, ligesom de er forventelige alene ud fra matematiske betragtninger.

Nedenstående datamatrix viser forekomsten af 12 arter (A-L) i fem områder (1-5). De fem områder har en individuel artsrigdom på henholdsvis 8, 8, 6, 7 og 7 arter. Ligeledes varierer arterne mht., hvor mange bestande de er repræsenteret med. De mest udbredte arter forekommer i fire områder (art B, G og J) og en enkelt art (art L) forekommer kun med en enkelt bestand (område 5).

		Område					Antal bestande
		1	2	3	4	5	
Arter	A			+	+	+	3
	B	+	+		+	+	4
	C	+	+		+		3
	D	+	+		+		3
	E	+	+		+		3
	F	+	+		+		3
	G	+	+	+	+		4
	H		+	+		+	3
	I	+		+		+	3
	J	+	+	+		+	4
	K			+		+	2
	L					+	1
Artsrigdom		8	8	6	7	7	

Data matrix som viser forekomsten af 12 arter (A-L) i fem områder (1-5). Den nederste række viser den samlede artsrigdom for hvert af de fem områder, mens kolonnen yderst til højre viser, hvor mange af de fem områder, hver art den forekommer i.

Udvælgelse ud fra artsrigdom

At udvælge områder baseret på basis af deres artsrigdom er den ældste af metoderne. Det er typisk den metode, de fleste tænker på, når man taler om "hotspots". Fra et naturbevaringssynspunkt appellerer den til en intuitiv forståelse af, at områder med flest arter må være dem, der er vigtigst for biodiversiteten. Det synes således at give mening at prioritere de særligt artsrige områder højt.

I vores eksempel kan vi således udvælge områder ud fra antal af arter i disse, hvorved de mest artsrige områder tildeles højst prioritet. Hvis der f.eks. skal udvælgelse to ud af de fem områder, vil metoden prioritere område 1 og 2 (se nedenfor), som hver især har flest arter (otte arter).

		Område					Antal bestande
		1	2	3	4	5	
Arter	A			+	+	+	3
	B	+	+		+	+	4
	C	+	+		+		3
	D	+	+		+		3
	E	+	+		+		3
	F	+	+		+		3
	G	+	+	+	+		4
	H		+	+		+	3
	I	+		+		+	3
	J	+	+	+		+	4
	K			+		+	2
	L					+	1
Artsrigdom		8	8	6	7	7	

Tilsammen dækker disse to områder dog kun ni ud af de 12 forskellige arter, da områderne stort set indeholder de samme arter. Det ses endvidere, at de to mest sjældne arter i form af lille udbredelse (art K og L som har en udbredelse på henholdsvis to og én bestand) ikke dækkes af de to mest artsrige områder.

Udvælgelse ud fra arter med en lille geografisk udbredelse

En anden metode til udvælgelse af områder er at fokusere på arter med en lille geografisk udbredelse, såkaldt endemisme. Områder med arter med en lille geografisk udbredelse anses typisk for særligt vigtige, idet sådanne arter ofte er mere sårbare overfor trusler end vidt udbredte arter. Metoden er i dag ved at vinde indpas frem for "hotspots" af artsrigdom (f.eks. Meyers m.fl. 2000, Stattersfield m.fl. 1998).

Med udvælgelse af to ud af fem områder vil områderne 3 og 5 udvælgelse (se nedenfor), da disse to områder indeholder de arter, som har den mindste geografiske udbredelse (art K og L har en udbredelse på henholdsvis 2 og 1 bestand).

		Område					Antal bestande
		1	2	3	4	5	
Arter	A			+	+	+	3
	B	+	+		+	+	4
	C	+	+		+		3
	D	+	+		+		3
	E	+	+		+		3
	F	+	+		+		3
	G	+	+	+	+		4
	H		+	+		+	3
	I	+		+		+	3
	J	+	+	+		+	4
	K			+		+	2
	L					+	1
Artsrigdom		8	8	6	7	7	

Områderne, hvor disse to udbredelsesmæssigt sjældne arter forekommer, har henholdsvis seks og syv arter. Tilsammen dækker de dog kun ni ud af de 12 forskellige arter. Dette giver ikke en bedre dækningsgrad af den samlede artsdiversitet end udvælgelse baseret på artsrigdom.

Udvælgelse ud fra komplementær artsrigdom

Som tidligere nævnt vælges områderne her ud fra i hvor høj grad de komplementerer hinanden mht. til biologisk mangfoldighed. Det vil sige, at man inddrager forskellighederne mellem områderne i analysen. I vores eksempel vil område 4 og 5 udvælgelse da disse to områder komplementerer hinanden bedst af de fem områder. De to områder indeholder hver syv arter og er således ikke de mest artsrige, men tilsammen dækker de samtlige 12 arter.

		Område					Antal bestande
		1	2	3	4	5	
Arter	A			+	+	+	3
	B	+	+		+	+	4
	C	+	+		+		3
	D	+	+		+		3
	E	+	+		+		3
	F	+	+		+		3
	G	+	+	+	+		4
	H		+	+		+	3
	I	+		+		+	3
	J	+	+	+		+	4
	K			+		+	2
	L					+	1
Artsrigdom		8	8	6	7	7	

Effektiviteten af de udpegede netværk

Nedenfor belyser vi med et andet eksempel forskellen i effektiviteten ved udvælgelse af områder ud fra komplementær artsrigdom i forhold til artsrigdom. Effektivitet skal i denne sammenhæng forstås som det antal arter, der er repræsenteret i et netværk med et givet antal områder.

Nedenstående datamatrix viser udbredelsen af fem arter (A-E) i fem områder (1-5). Artsrigdommen for de 5 områder er henholdsvis 3, 2, 2, 1 og 1.

		Område				
		1	2	3	4	5
Arter	A	+				
	B	+	+	+		
	C	+	+	+		
	D				+	
	E					+
Artsrigdom		3	2	2	1	1

Data matrix som viser forekomsten af fem arter (A-E) i fem områder (1-5). Den nederste række viser den samlede artsrigdom for hvert af de fem områder.

Ved udvælgelse af områder baseret på artsrigdom alene indtil alle arter er dækket vil man som vist på figuren herunder udvælge områderne i følgende række: Først udvælges område 1 med tre arter (a). Dernæst vælges område 2 med to arter (b). Dernæst område 3 med to arter (c). Dernæst område 4 med én art (d). Til sidst vælges område 5 med én art (e).

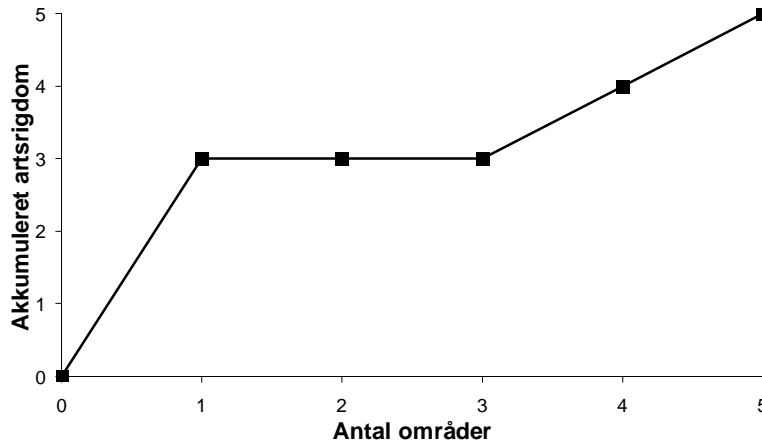
		Område				
		1	2	3	4	5
Arter	A	+				
	B	+	+	+		
	C	+	+	+		
	D				+	
	E					+
Artsrigdom		3	2	2	1	1

		Område				
		1	2	3	4	5
Arter	A	+	-	-	-	-
	B	+	+	+	-	-
	C	+	+	+	-	-
	D	-	-	-	+	-
	E	-	-	-	-	+
Artsrigdom		3	2	2	1	1

		Område				
		1	2	3	4	5
Arter	A	+				
	B	+	+	+		
	C	+	+	+		
	D				+	
	E					+
Artsrigdom		3	2	2	1	1

		Område				
		1	2	3	4	5
Arter	A	+				
	B	+	+	+		
	C	+	+	+		
	D				+	
	E					+
Artsrigdom		3	2	2	1	1

Nedenstående figur illustrerer den artsrigdom som akkumuleres ved den prioriteringsrækkefølge, der fremkommer ved udvælgelse baseret på artsrigdom. Det ses, at område nr. 1 bidrager med tre arter, hvorimod område 2 og 3 ikke bidrager med nye arter, således at den samlede artsrigdom forbliver på tre. Først når område 4 og 5 udvælges øges den samlede artsrigdom. Alle fem områder skal udvælges for at repræsentere de fem arter.



Komplementær artsrigdom

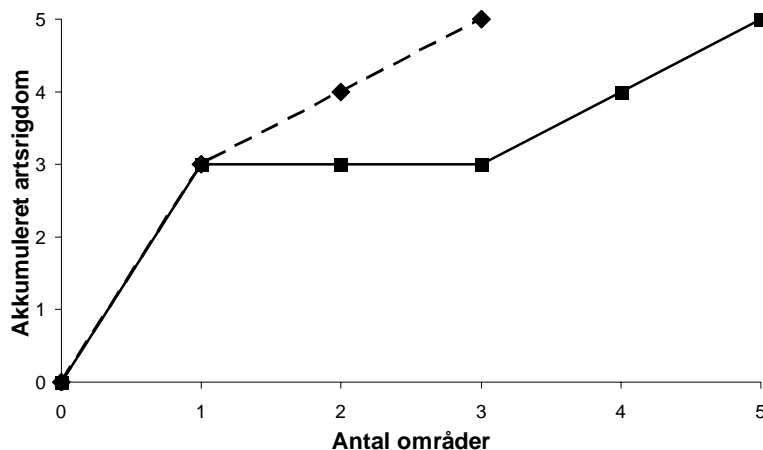
Hvis man derimod udvælger områder i forhold til komplementær artsrigdom ser man, som vist på figuren herunder følgende udvælgelsesrækkefølge: Først udvælges område 1 med flest arter (a) Dernæst område 4, der giver én ny art (b) og dernæst område 5 (c), fordi det er det eneste område, som kan supplere område 1 og 2 med en ny art

		Område				
		1	2	3	4	5
Arter	A	+				
	B	+	+	+		
	C	+	+	+		
	D				+	
	E					+
Artsrigdom		3	2	2	1	1

		Område				
		1	2	3	4	5
Arter	A	+				
	B	+	+	+		
	C	+	+	+		
	D				+	
	E					+
Artsrigdom		3	2	2	1	1

		Område				
		1	2	3	4	5
Arter	A	+				
	B	+	+	+		
	C	+	+	+		
	D				+	
	E					+
Artsrigdom		3	2	2	1	1

Ved udvælgelse ud fra komplementær artsrigdom får man følgende akkumulering af artsrigdom (stiplet linie) i forhold til udvælgelse ud fra samlet artsrigdom (fuldt optrukket linie).



Når der udvælges ud fra komplementaritet, bidrager hvert nyt område til en forøgelse af den samlede artsrigdom. Det første område giver en artsrigdom på tre (som for udvælgelse ud fra artsrigdom), mens de næste to områder bidrager med hver én ny art i modsætning til udvælgelse ud fra artsrigdom, som prioriterede områder med arter, som allerede var dækket.

Udvælgelse af tre områder ud fra komplementær artsrigdom dækker således samtlige arter (svarende til en dækningseffektivitet på 100%), mens tre områder valgt ud fra artsrigdom, kun vil dække tre arter, hvilket svarer til en effektivitet på 60% (tre ud af fem mulige arter).

2.4.5 Opsummering vedrørende de tre metoder

Artsrigdom

Selvom udvælgelse på basis af artsrigdom stadigvæk er den mest brugte metode i praksis og (derfor) den mest velkendte, er den også, som illustreret med eksemplerne, forbundet med nogle problemer. Den væsentligste ulempe er at artsrige områder ofte indeholder mange af de samme arter, hvorved et netværk af områder vil tendere til at dække de samme arter igen og igen. Mange af disse arter er desuden typisk "almindelige" både i forhold til udbredelse og bestandsstørrelse. Typisk findes en del af de sjældne arter ikke i de mest artsrige områder. Derfor har udvælgelse af områder baseret på artsrigdom en tendens til, at relativt færre af de sjældne arter vil blive dækket end ved udvælgelse baseret på de to andre metoder.

Metoden er derfor ikke så effektiv og kan generelt ikke anbefales, hvis formålet er at dække flest mulige arter eller at prioritere både sjældne arter og vidtudbredte arter. Metodens anvendelighed er skalaafhængig. Den er anvendelig til udvælgelse af områder i en grov global analyse, da der på denne skala er et højere sammenfald mellem områder med mange arter og mange sjældne arter. Men på kontinental eller national skala, hvor sammenfald mellem artsrige områder og områder med sjældne arter er mindre, har metoden vist sig generelt ikke at være mere effektiv, end hvis områderne er udvalgt fuldstændigt tilfældigt uden hensyn til biologisk indhold (se f.eks. Williams m.fl. 1996; Williams m.fl. 2000a).

Endemisme

Generelt er udvælgelse af områder på basis af antallet af arter med lille udbredelse mere effektiv end udvælgelse ud fra den samlede artsrigdom, men mindre effektiv end ved udvælgelse ud fra komplementær artsrigdom. Denne metode er ligeledes skala-afhængig med størst effektivitet for globale og kontinentale analyser, og lavere effektivitet på mindre skala (som f.eks. Danmark), hvor metoden i mange tilfælde ikke er meget bedre end tilfældig udvælgelse af områder (se f.eks. Williams m.fl. 1996; Williams m.fl. 2000a).

Derudover er det ikke helt uproblematisk udelukkende at fokusere på arter med en lille geografisk udbredelse. En del af "morgendagens" truede arter vil typisk komme fra den store andel af arterne, der hverken har meget store eller meget små udbredelser, og som på grund af bl.a. habitatforandringer vil blive mere og mere sjældne. Tilbagegang for disse arter til under en vis kritisk grænse skulle gerne forhindres, hvilket der ikke tages højde for i en strategi, der udelukkende fokuserer på de sjældne arter.

Komplementær artsrigdom

Udvælgelse ud fra komplementær artsrigdom er den mest effektive metode, fordi områderne udvælges så de supplerer hinanden. Herved opnår man den bedste dækning af arter generelt, uden at det sker på bekostning af arter med en lille eller mellemstor udbredelse. Dette er videnskabeligt dokumenteret både teoretisk og empirisk (f.eks. Williams m.fl. 1996; Csuti m.fl. 1997; Reyers m.fl. 2000; Williams m.fl. 2000a). Både på global, kontinental, regional og national skala er den de øvrige metoder overlegen i omkostningseffektivitet.

Udover effektiviteten har udvælgelse ud fra komplementaritet den store fordel, at det identificeres præcis, hvilke arter der retfærdiggør valget af hvert enkelt område i et prioriteret sæt. Denne viden fremmer gennemsigtigheden i udvælgelsesprocessen ved at gøre baggrunden for valgene af de enkelte områder eksplicit.

Metoden er dog mere datakrævende end de andre metoder. Til artsrigdoms-metoden skal man "blot" kende variationen af artsrigdom fra område til område (evt. som et indekstal), men man behøver ikke vide nøjagtigt, hvilke arter der findes i de enkelte områder, endsige hvilke arter som *ikke* findes. For udvælgelse på basis af arter med lille udbredelse, skal man kende disse arters udbredelse, mens man ikke behøver information om de resterende arter, da de ikke medtages i analysen. For komplementaritets-metoden derimod behøver man information om alle arters udbredelse, for at de kan indgå i analysen. Udvælgelse ud fra komplementaritet har den praktiske konsekvens, at selvom alle arter medtages i analysen, er det i overvejende grad de sjældne arter, der er bestemmende for udvælgelsen af områder. Reelt har de mest udbredte arter ingen indflydelse på analyse-resultaterne, fordi de findes i mange eller alle de mulige områder. Da det er arter med relativt små udbredelser, der påvirker resultatet mest, bør man især for disse arter have data af høj kvalitet til rådighed for analyserne.

En ofte udtalt bekymring ved komplementaritetsmetoden er, at optimeringen af dækning af så mange arter som muligt sker på bekostning af antallet af bestande, hver art er repræsenteret med. I praksis er dette stort set aldrig tilfældet for de sjældnere arter. Reelt forøges antallet af repræsentationer, typisk for disse arter, hvilket sker på bekostning af antallet af bestande for de vidt udbredte arter (Williams m.fl. 1996). Denne problemstilling bliver også analyseret i denne rapport.

3 Metoder

3.1 Fremgangsmåde ved udpegning af områder

Der er i nærværende undersøgelse foretaget en lang række analyser med det formål at udpege forskellige netværk af potentielle nationalparker, som effektivt repræsenterer Danmarks biodiversitet i form af arter og naturtyper. Udpegningen - eller prioriteringen - af områder i disse netværk foretages som tidligere nævnt, ud fra et princip om komplementaritet. Dette metodevalg er begrundet og gennemgået i flere detaljer i ovenfor. Den konkrete fremgangsmåde uddybes i det følgende.

Målsætninger for udvælgelsen

Man kan opstille to principielt forskellige målsætninger for prioriteringsanalyser baseret på komplementaritet. De kan illustreres ved følgende to spørgsmål:

- Hvor mange områder behøves for at dække alle arter (eller naturtyper) mindst én gang? (eller mindst to gange?, mindst tre gange? osv.)
- Hvor mange arter (eller naturtyper) kan man dække på x antal områder?

I den første målsætning tages udgangspunkt i repræsentation af biologisk mangfoldighed, f.eks. arter, der kan erstattes med enhver anden kvantificerbar parameter, man ønsker optimeret. Her udvælges det såkaldte minimumsæt, dvs. det mindste antal områder, der skal til for at repræsentere alle arter mindst én gang (eller to, eller tre osv.) (Margules m.fl. 1988). Den anden målsætning tager udgangspunkt i antal områder, dvs. areal som omkostning (som kan erstattes af enhver anden kvantificerbar omkostningsparameter). Her udvælges de områder, der maksimerer repræsentationen af biologisk mangfoldighed inden for et givet antal områder eller areal (Church m.fl. 1996). Den sidste metode, maksimumsanalysen, er ofte den mest relevante metode i praksis, da arealet, der kan afsættes til naturforvaltning typisk er begrænset. Det er da også den metode, vi primært bruger i nærværende rapport.

Udvælgelseproceduren

For en given målsætning, som f.eks. at finde de syv områder, der tilsammen repræsenterer flest arter, findes en matematisk optimal løsning. Denne løsning kan findes ved at undersøge alle mulige kombinationer af syv områder for det bedste resultat. Denne metode er dog for større datasæt u hensigtsmæssig, grundet de nærmest uendeligt mange løsningsmuligheder. I vores tilfælde undersøger vi mange gange udvælgelsen af syv områder ud af 32 mulige (se senere). Alene for denne udvælgende er der 3.365.858 mulige kombinationer! I stedet for at finde den matematisk optimale løsning benyttes heuristiske fremgangsmåder, som udvælger områder ud fra komplementær artsrigdom. Heuristiske metoder bruger simple regler (algoritmer) til udvælgelse af områder. Algoritmerne er iterative, idet en bestemt udvælgelsesprocedure gentages et stort antal gange indtil det bedste resultat opnås. En stor fordel ved de heuristiske metoder er, at de er hurtige og i effektivitet meget lig de matematiske optimale, men tidskrævende løsninger (Moore m.fl. 2003). Dette muliggør et hurtigt analyseforløb, således at mange variationer over de samme problemstillinger nemt kan udforskes. Resultater kan desuden rutinemæssigt efterprøves efterhånden, som supplerende data bliver tilgængelige fra nye undersøgelser og overvågningsprogrammer.

Analyserne i denne rapport udvælger netværk af områder ud fra en "sjældenheds-algoritme". Simplificeret vil det sige, at man først udvælger de områder med arter eller naturtyper, som kun er repræsenteret i ét område (dvs. de mest sjældne arter eller naturtyper i form af mindste geografisk udbredelse). Dernæst vælges det område, som bidrager med flest ikke-repræsenterede arter eller naturtyper blandt de næst-sjældneste arter eller naturtyper (dvs. dem der kun findes i to områder) og så fremdeles. Efterhånden som områder bliver inkluderet i det prioriterede sæt af områder, vil de arter, som endnu ikke er repræsenterede, udgøres af arter, som er mere og mere almindelige (i form af udbredelse). Denne procedure fortsættes indtil målsætningen er opfyldt (f.eks. at alle arter er repræsenteret én gang). (Se evt. tabel 1 i Williams m.fl. 2000b).

Analyserne udføres med det internationalt anerkendte softwareprogram WORLDMAP (Williams 1999), som er udviklet med det specifikke formål at udføre denne type analyser. Programmet har dannet grundlag for mere end 200 videnskabelige afhandlinger, et utal af udredningsopgaver og er formentlig det mest gennemtestede og videst udbredte og anvendte program på markedet.

3.2 Geografisk opdeling af Danmark

Analyser af den netop beskrevne type har til formål at prioritere en række delområder inden for et overordnet geografiske område - i dette tilfælde Danmark. Til grund for prioriteringen ligger typisk data, der beskriver udbredelsen af et antal dyre- og/eller plantearter (eller naturtyper) i hele det overordnede område. Data indeholder for hvert delområde information om, hvilke af disse arter som findes, og hvilke som ikke findes i delområdet. En typisk måde at definere delområderne på, er at opdele det overordnede område i et net af lige store kvadrater. Det datamæssige udgangspunkt for analyserne i nærværende projekt er da også netop en beskrivelse af 1008 arters udbredelse i Danmark opdelt i 622 felter på basis af et 10×10-km-kvadratnet, defineret ud fra det geografiske UTM-koordinatsystems zone 32 og zone 33. Denne opdeling kan udgøre det direkte udgangspunkt for selve analyserne, således at disse på basis af de givne kriterier og målsætninger udpeger de kvadrater, som opfylder målsætningen bedst muligt. Dette har været femgangsmåden i en række tidligere lignende prioriteringsanalyser (bl.a. Lund & Rahbek 2000, Lund 2002, Nielsen 2003).

I nærværende projekt vil kvadraterne på 10×10 km imidlertid kun i begrænset omfang blive anvendt som den analytiske enhed. Dette skyldes at har en generel svaghed set i sammenhæng med dette projekts konkrete formål, som er at prioritere områder med henblik på udpegning af nationalparker. Svagheden skyldes, at nationalparkerne forventes at være "større sammenhængende naturområder". For at illustrere problemet tager vi udgangspunkt i en målsætning for analyserne af følgende type: "Udpeg de områder, der som minimum skal til, for at repræsentere alle arter mindst én gang". Resultatet af en sådan udpegning inden for 10×10km kvadratnet vil erfaringsmæssigt resultere i et netværk af temmelig mange spredt beliggende kvadrater. Dette resultat er imidlertid svært at anvende inden for en strategi, som *a priori* sigter mod udpegning af relativt få større områder. Tilsvarende er vi ved en målsætning af typen "udpeg de syv områder, som repræsenterer flest mulige arter" ikke interesseret i syv enkeltstående kvadrater, men i hvilke syv "større sammenhængene naturområder", som tilsammen dækker flest arter.

På denne baggrund valgte vi at definere en ny datamæssig baggrund for prioriteringsanalyserne, som var mere i tråd med nationalparkstrategien. Principielt ville vi udpege og af-

grænse alle større sammenhængende naturområder i Danmark, og lade disse indgå som de geografiske enheder i analyserne som potentielle nationalparker. Det konkrete udgangspunkt for denne udpegning var (a) de syv pilotområder, (b) de tre undersøgelsesområder (støttet af Friluftsrådet) samt (c) yderligere 14 områder, der – enten som selvstændige områder eller som dele af større områder – er bragt i forslag som nationalparker af enten Friluftsrådet (Friluftsrådet 2004) eller Danmarks Naturfredningsforening (Danmarks Naturfredningsforening 2004). For at gøre grundlaget for prioriteringsanalyserne mere komplet udpegede vi selv otte supplerende områder, således, at der i alt blev 32 større sammenhængende naturområder til rådighed for prioriteringsanalyserne. Vi mener, at disse 32 dækker langt de fleste lokaliteter, som ud fra det nuværende Danmarkskort vil kunne henregnes til ”større sammenhængende naturområder”.

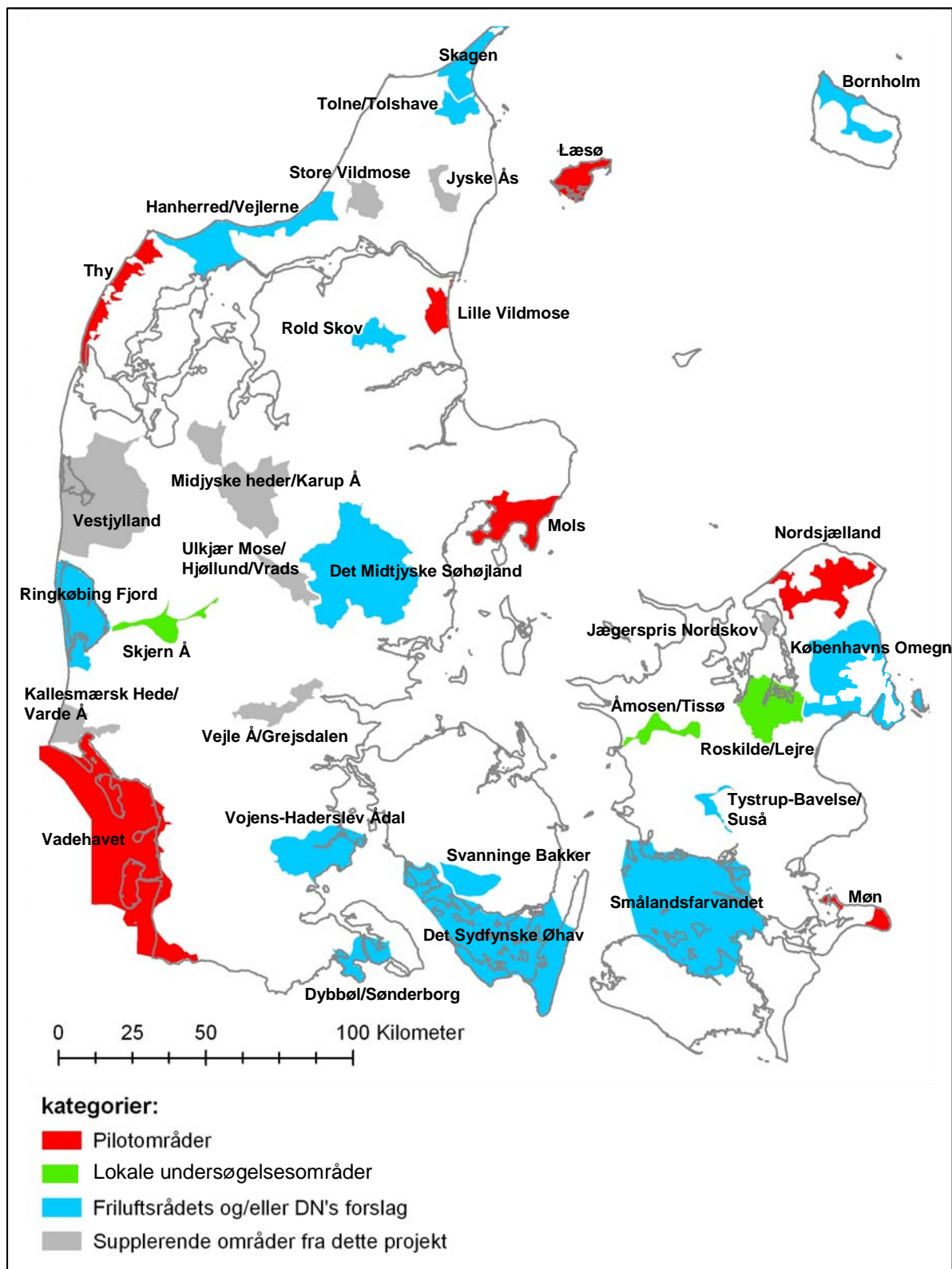
Beliggenhed og afgrænsning af de 32 større sammenhængende naturområder kan ses på Figur 1. En oversigt over områderne med angivelse af areal, væsentlige indeholdte naturområder samt baggrunde for afgrænsningen findes i Tabel 1. Udpegningen af supplerende områder samt afgrænsningen af disse og områderne i øvrigt uddybes i det følgende.

Udpegningen af de otte supplerende områder skete overvejede på baggrund af Danmarks Naturfredningsforenings redegørelse ”Fremtidens Natur i Danmark” fra 2004. Denne redegørelse gennemgår den danske natur region for region, og beskriver et meget stort antal naturområder kategoriseret som enten ”Større væsentlige naturområder” eller ”Øvrige værdifulde områder”. De fleste af vores supplerende områder tager udgangspunkt i de af redegørelsens ”Større væsentlige naturområder”, som ikke var indeholdt i et allerede eksisterende forslag. De dækker desuden de ”Øvrige værdifulde områder”, som kunne medtages inden for en rimelig geografisk afgrænsning omkring de ”Større væsentlige naturområder”. Enkelte områder blev udpeget alene på basis af et eller flere af de ”Øvrige værdifulde områder” i kombination med vort eget kendskab til dansk natur.

Afgrænsningen af de otte supplerende områder er primært foretaget på basis af de indeholdte eksisterende naturarealer herunder afgrænsningen af eventuelle eksisterende EF-habitatområder og eller EF-fuglebeskyttelsesområder. Der er i en række tilfælde medtaget større arealer af f.eks. hede, plantage, eng, mose eller drænedede lavbundsområder, som har et naturmæssigt potentiale uden nogen specifik vurdering af den nuværende naturkvalitet. Ved selve afgrænsningen er der så vidt mulig benyttet naturlige grænser såsom veje og vandløb, og endelig er der i visse tilfælde skelet til afgrænsningerne af det naturnetværk, som Danmarks Naturfredningsforening skitserer i deres naturredegørelse. Større byområder er systematisk udelukket. Det skal understreges, at formålet med de supplerende områder er at komplettere grundlaget for vores analyser på et overordnet plan. Der er ligger bag de præcise afgrænsninger ingen overvejelser af, hvad der er praktisk eller politisk hensigtsmæssigt.

For alle områder bragt i forslag af Friluftsrådet, og som ikke er blandt pilot- eller undersøgelsesområderne har vi baseret afgrænsningen direkte på materiale stillet til rådighed af Friluftsrådet (Tabel 1). Området Københavns Omegn er bragt i forslag af Friluftsrådet under navnet ”Hovedstadens Grønne Ring”. Området omfatter naturområderne rundt omkring København, bl.a. lokaliteterne nævnt i Tabel 1. Selve København og de tæt bebyggede områder i forstæderne er naturligvis ikke inkluderet i området. For områder, som alene er bragt i forslag af Danmarks Naturfredningsforening, har vi lagt kortskitserne i deres naturredegørelse til grund for afgrænsningen. Den er dog enkelte steder tilpasset afgrænsningen af andre områder. Afgrænsningen af Det Midtjyske Søhøjland er valgt efter anfaling fra

”Søhøjlandsprojektet”, der er et lokalt projekt, som har til formål at udarbejde en samlet plan for udviklingen af Søhøjlandets natur- og kulturhistoriske kvaliteter (Bendt Nielsen personlig meddelelse, Søhøjlandets Økomuseum 2005).



Figur 1. De 32 større sammenhængende naturområder, som i nærværende projekt lægges til grund for kvantitative analyser med henblik på udpegning af nationalparker i Danmark.

Tabel 1. Oversigt over de 32 større sammenhængende naturområder, som i nærværende projekt lægges til grund for kvantitative analyser med henblik på udpegning af nationalparker i Danmark. De opgivne arealer er estimerede arealer inkl. søer, men uden hav- og fjord arealer. Friluftsrådets og Danmarks Naturfredningsfor-
 ening forslag markeret med hhv. F og DN.

Område og landareal	Indeholdte naturområder (udvalgte)	Grundlag for afgrænsning
Pilotområder		
Læsø 14.000 ha	Rønnerne, Kærene, Højsande	Hele øen (med i alle scenarier)
Thy 24.000 ha	Klithederne fra Hanstholm til Agger Tange, Hansted Reservatet, Blegsø, Agger Tange	Sandsynligt scenarium (information fra pilotprojektet)
Lille Vildmose 11.000 ha	Lille Vildmose, Tofte Skov	Minimumsscenario fra konsulentreddegørelse (COWI 2005a)
Mols 28.000 ha	Mols Bjerge, Stubbe Sø, Kalø	"Undersøgelsesområdet" for pilotprojektet
Vadehavet 37000 ha	Skallingen, Vadehavet og marsken, Fanø, Rønmø, Tøndermarsken, Vidåen	"Undersøgelsesområdet" for pilotprojektet (let modificeret)
Nordsjælland 36.000 ha	Tisvilde hegn, Melby Overdrev, Arresø, Gribskov, Esrum Sø, Rusland, Gurte Sø, Teglstrup hegn, Store Dyrehave	Sandsynligt scenarium (vores vurdering baseret på oplysninger fra pilotprojektet)
Møn 6.500 ha	Høje Møn / Møns klint, Klinteskoven, Ulvshale, Nyord	Kerneområderne i "undersøgelsesområdet" for pilotprojektet
Undersøgelsesområder		
Skjern Å 14500 ha	Skjern Å, Borris Hede, Omme Å	Afgrænsningen af undersøgelsesområdet (ved projektets start)
Roskilde/Lejre 36.000 ha	Roskilde Fjord, Bognæs, Boserup skov, Godslandskabet Sydvest for Roskilde, Nordlige del af Skjoldnæsholm Skovene	"Administrativ afgrænsning", scenarium fra konsulentreddegørelse (COWI 2005b)
Åmosen/Tissø 12.000 ha	Store Åmose, Lille Åmose, Åmose Å, Halleby Å, Tissø, "Flasken" (nord for Reersø)	Minimumsscenario (vores vurdering baseret på kommunikation med undersøgelsesprojektet)
Forslag fra Friluftsrådet og DN		
Skagen (F+DN) 18.000 ha	Skagens odde, Grenen, Råbjerg Mile, Råbjerg Mose, Jerup Hede	Friluftsrådets forslag
Tolne/Tolshave (DN) 11.000 ha	Tolne Skov og Tolne Bakker, Uggerby Å, Tolshave Mose	DN's skitse (som en del af en nationalpark ved Skagen)
Hanherred/Vejlerne (F+DN) 47.000 ha	Klithederne fra Hanstholm til Blokhus, Svinkløv, Bulbjerg, Lien, Fosdalen, Vejlerne	DN's skitse (som del af en nationalpark sammen med Thy i forslag fra Friluftsrådet og DN)
Rold Skov (F) 15.500 ha	Rold Skov, Rebild Bakker	Vores afgrænsning (indgår sammen med Lille Vildmose i Friluftsrådets forslag)
Det Midtjyske Søhøjland 107.000 ha (F+DN)	Silkeborgsøerne, Silkeborgskovene, Mossø, Gudenåen, Salten Å	Afgrænsning fra "Søhøjlandsprojektet" (Bendt Nielsen pers. medd.)
Ringkøbing Fjord (F+DN) 13.500 ha	Ringkøbing Fjord, Holmsland Klit, Tipperne, Værnengene	Vores afgrænsning (indgår sammen med Skjern Å i forslag fra Friluftsrådet og DN)

Tabel 1. fortsat

Område og landareal	Indeholdte naturområder (udvalgte)	Grundlag for afgrænsning
Vojens-Haderslev Ådal (F) 36.000 ha	Vojens-Haderslev Ådal, Pamhule Skov, Haderslev Dam, Haderslev fjord	Friluftsrådets forslag
Dybbøl/Sønderborg (F) 14.500 ha	Dybbøl Banke, Alssund, Nybøl Nor	Friluftsrådets forslag
Svaninge Bakker (F) 15.000 ha	Svaninge Bakker, Arreskov Sø, Nørresø, Brændegård Sø, Storskov, Fiskerup Skov	Friluftsrådets forslag
Det Sydfynske Øhav (F) 50.000 ha	Øhavet inkl. Hølnæs (med Maden), Tåsinge (med Mønnet), Sydlangeland (med Ristinge Klint og Tryggelev Nor) og Ærø.	DN's skitse
Københavns Omegn (F) 49.000 ha	Jægersborg Hegn og Dyrehaven, Hareskoven, Mølleåen, Furesø, Farum Sø, Søndersø, Moserne på Vestegnen, Vestamager, Saltholm	Friluftsrådets forslag
Tystrup-Bavelse/Suså (F) 6.500 ha	Tystrup Sø, Bavelse Sø, Susåen, Suserup Skov	Friluftsrådets forslag
Smålandsfarvandet (DN) 24.000 ha	Sjællands sydkyst med Glænø, Gavnø, Dybsø Fjord og Knudshoved Odde. Småøerne, Ravensby Bakker (Lolland)	DN's skitse
Bornholm (DN) 20.000 ha	Hammeren, Slotslyngen, Almindingen, Paradisbakkerne,	DN's kitse
Supplerende områder		
Store Vildmose 13.000 ha	Jyske Ås, Dronninglund Storskov, Pajhede Skov, Voers Å	Vores afgænsning
Jyske Ås 9.500 ha	Store Vildmose	Vores afgænsning
Vestjylland 92.000 ha	Klosterhede Plantage, Nissum fjord, Bøvling Klit, Felsted Kog, Stadil og Vest Stadil Fjord, Stråsø Plantage, Lilleå, Storå	Vores afgænsning
Midjyske heder/Karup Å 57.000 ha	Flynder Sø, Hjelm Hede, Kongenshus, Hessellund Hede, Karup Å, Døllerup Bakker, Hald Sø, Hald Ege, Kompedal Plantage	Vores afgænsning
Ulkjær Mose/Hjælland/ Vrads 15.000 ha	Ulkjær Mose, Vrads Sande, Skærbæk, Gludsted og Hjælland Plantager	Vores afgænsning
Kallesmærsk Hede/Varde Å 17.000 ha	Kallesmærsk Hede, Varde Å, Vejers, Ål og Vrøgum Plantager	Vores afgænsning
Vejle Å/Grejsdalen 19.000 ha	Vejle Å, Randbøl Hede, Grejsdalen, Grejs Å, Fårup Sø	Vores afgænsning
Jægerspris Nordskov 3.500 ha	Jægerspris Nordskov, Jægerspris Skydeterræn	Vores afgænsning

Det skal bemærkes, at en del af områderne angivet som forslag fra Friluftsrådet eller Danmarks Naturfredningsforening ikke er foreslået som selvstændige nationalparker. Det gælder Tolne/Tolshave, Hanherred/Vejlerne, Rold Skov og Ringkøbing Fjord. Tolne/Tolshave indgår i Danmarks Naturfredningsforenings skitse til en nationalpark ved Skagen, men er medtaget selvstændigt fordi området ikke indgår i Friluftsrådets tilsvarende forslag. Han-

herred/Vejlerne indgår helt eller delvis i både Friluftsrådets og Dansk Naturfredningsforings forslag til en nationalpark i det nordvestlige Jylland, som også omfatter Thy. Rold Skov indgår i et af Friluftsrådets forslag sammen med Lille Vildmose. Endelig indgår Ringkøbing Fjord helt eller delvist i både Friluftsrådets og Danmarks Naturfredningsforings forslag til nationalpark, som også omfatter Skjern Å. De nævnte områder kan ud fra et naturmæssigt synspunkt hensigtsmæssigt slås sammen parvis, hvilket ville gøre dem ”stærkere” ud fra hensigten om at skabe ”større sammenhængende naturområder”. Alle områderne er imidlertid med som selvstændige områder i nærværende analyse, fordi vi anser det for vigtigt, at lade pilotprojekter og undersøgelsesområder indgå med deres aktuelle afgrænsninger.

De igangværende pilotprojekter (og undersøgelsesprojekter) skal i løbet af 2005 aflevere deres endelige anbefalinger vedrørende afgrænsning af eventuelle nationalparker i de respektive områder. I april 2005 på det tidspunkt, hvor vi endeligt måtte fastlægge grænser for områderne med henblik på de beskrevne analyser, var afgrænsningen endnu ikke fastlagt for nogen af pilotområderne. Vores afgrænsninger af de syv pilotområder og tre undersøgelsesområder er derfor foretaget alene ud fra det bedste materiale, som var til rådighed på det tidspunkt. I nogle tilfælde har vi anvendt det ”undersøgelsesområde”, som blev defineret ved projekternes start². I andre tilfælde bygger afgrænsningen på vurderinger af de mest sandsynlige scenarier eller minimumsscenerier for de endelige anbefalinger vurderet i samarbejde med folk fra pilot- eller undersøgelsesområder. Pilotprojekterne har vist, at afgrænsningen af disse områder i praksis er yderst vanskelig på grund af de involverede parter ofte modstridende holdninger. Det skal derfor understreges, at der ikke ligger nogen holdningstilkendegivelser fra vores side i vores valg af afgrænsning.

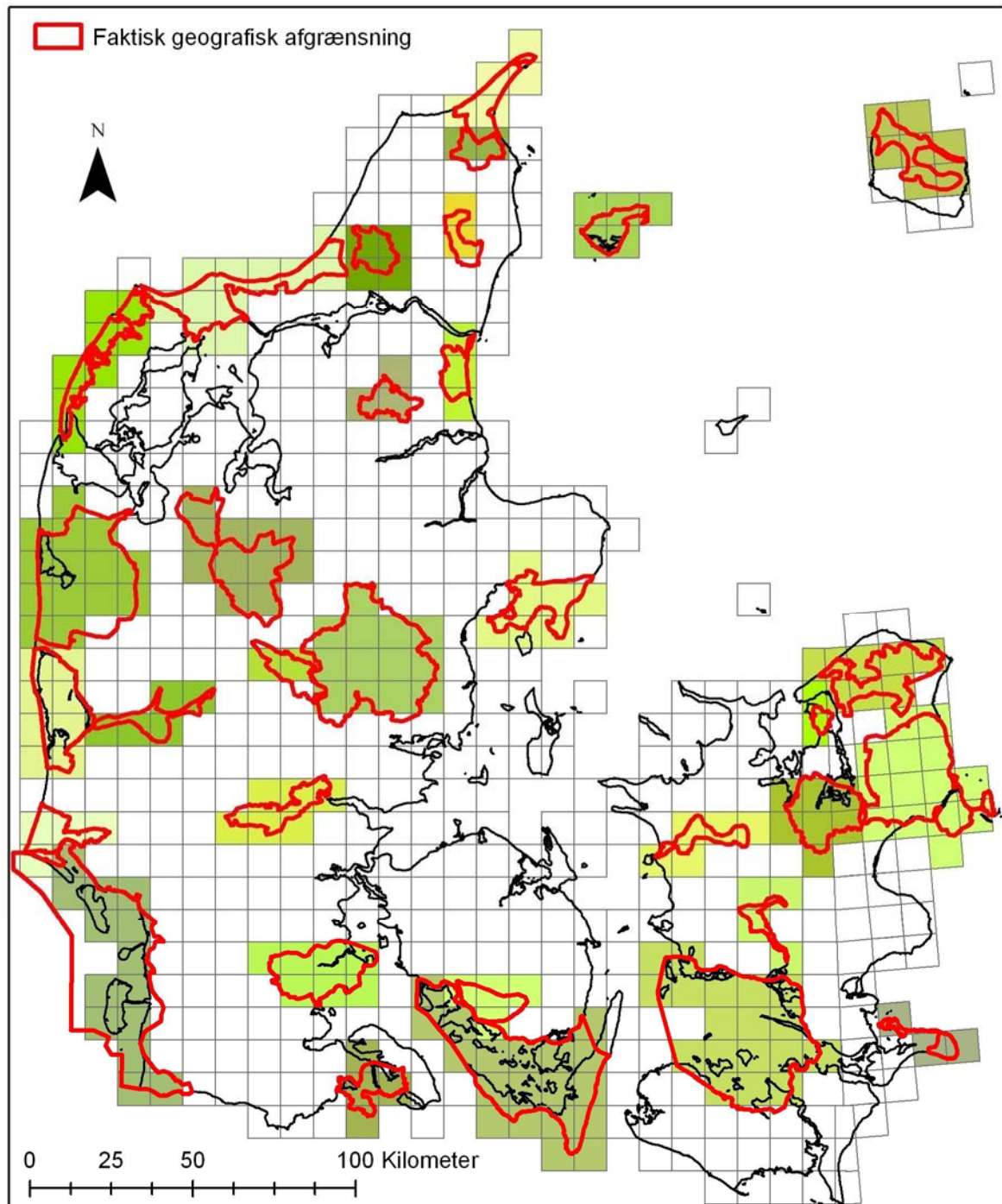
Grundlaget og kriterierne for afgrænsningen af de 32 områder er meget uensartet. Dette indebærer bl.a., at der er meget stor forskel i områdernes størrelse. Der er ligeledes stor forskel på, hvordan områderne er afgrænset i forhold til de indeholdte naturområder. Eksempelvis følger grænserne for områderne Skjern Å, Tystrup-Bavelse/Suså og Møn stort set disse. Områderne har derfor en meget irregulær ydre grænse, samt et relativt lille samlet areal med et højt naturindhold. I modsætning hertil har eksempelvis Det Midtjyske Søhøjland, Roskilde/Lejre og Vojens/Haderslev Ådal en mere regulær ydre grænse, men indeholder større landbrugsområder eller andre kulturarealer uden om og imellem naturområderne. Det uensartede grundlag betyder også, at der i enkelte tilfælde er arealer af naturmæssig værdi, som naturligt kunne inkluderes i et givet område, men som af politisk/administrative årsager . Et eksempel er, at kun en del af skovarealet ved Skjoldnæsholm er med i området Roskilde/Lejre på grund af de deltagende kommuners grænser.

På baggrund af flere af de ovennævnte forhold bør det stå klart, at man i denne sammenhæng ikke skal fokusere for meget på de præcise afgrænsninger af de 32 større sammenhængende naturområder. Dette er også årsagen til, at vi i denne rapport ikke bringer detailkort over områderne.

For at kunne anvende de 32 større sammenhængende naturområder i analyserne skal data for udbredelsen af arter omregnes fra kvadratnet-data til data for de større områder. Dette er gjort ved, at udpege de felter i kvadratnettet, som bedst muligt repræsenterer hvert af de større områder. Afgrænsningen byggede på et subjektivt skøn ud fra følgende grundprincipper: Alle felter som helt eller delvist indgår i et givet område medregnes til dette, med

² Ordet ”undersøgelsesområde” bruges i pilotprojekterne om det samlede område, som projektet omfatter (i modsætning til den endeligt anbefalede afgrænsning).

mindre (a) der er tale om en meget lille del af et felt eller (b) en større del af feltet indgår i et andet af de 32 områder eller (c) en større del af feltet indgår dækker en lokalitet, som ikke indgår i området (eller i noget andet af de 32 områder). Indholdet af arter i hvert af de 32 områder blev herefter bestemt som alle arter, der findes i de kvadrater, der henregnes til området. Definitionen af de enkelte områder i kvadratnettet er gengivet på Figur 2, sammen med de skitserede omrids af områderne.



Figur 2. Den benyttede definition af de 32 større sammenhængende naturområder i det danske 10×10km-UTM-kvadratnet. Skraveringerne viser hvilke kvadrater, der er tillagt hvert af de 32 områder ved omsætningen af data for artenes udbredelse fra kvadratnet til de større sammenhængende naturområder.

3.3 Analyser og Datagrundlag

Vi har i nærværende undersøgelse gennemført prioriteringsanalyser af den beskrevne karakter baseret på to parametre: (a) Dyre- og plantearter og (b) naturtyper. Der er også foretaget mere deskriptive analyser, af arternes og naturtypernes fordeling i Danmark. Disse beskrivelser relateres primært til (a) de 32 større sammenhængende naturområder generelt, (b) til de forskellige netværk, som udpeges i prioriteringsanalyserne, og (c) til netværket bestående af de syv pilotområder. Analyserne omfatter desuden beregning af de udpegede netværks dækningseffektivitet, dvs. opgørelser af hvor stor en del af de aktuelle parametre, der er indeholdt i netværkene. Tilsvarende deskriptive analyser er gennemført med hensyn områdernes og netværkenes rekreative værdi. Den rekreative værdi indgår dog kun indirekte i egentlige prioriteringsanalyser.

Alle analyser vedrørende dyre- og plantearter tager udgangspunkt i et datasæt, der beskriver den nationale udbredelse af 1008 arter. Mange af analyserne gennemføres parallelt for følgende tre datasæt, hvor arterne er kategoriseret i forhold til deres forvaltningsmæssige status:

- Alle arter
- Alle truede arter
- Alle arter af særlig interesse for EU (jvf. EF-habitatdirektivet og EF-fuglebeskyttelsesdirektivet)

Alle analyser vedrørende naturtyper tager udgangspunkt i to datasæt, der beskriver udbredelsen af to forskellige "sæt" af naturtyper:

- Naturtyper defineret i §3-systemet (Naturbeskyttelsesloven)
- Naturtyper defineret i EF-habitatdirektivet

Analyserne vedrørende rekreativ værdi tager udgangspunkt i to datasæt. Det udgør en meget omfattende kvantitativ beskrivelse af naturgæsters brug af en række danske naturområder. Det andet er baseret på modelberegninger af det potentielle besøg i eksisterende eller potentielle danske naturområder. Der benyttes i analyserne fire forskellige indikatorer for rekreativ værdi:

- Antal besøgstimer pr. år.
- Antal udenlandske (bil)besøgstimer
- Naturgæsternes transportafstand
- Modelberegnet besøgspotentialer

Nærmere beskrivelse af de nævnte datasæt og de specifikke kriterier og målsætninger for analyserne følger i de tre følgende kapitler, som også beskriver og diskuterer resultaterne vedrørende de tre beskrevne datalag.

4 Dyre- og plantearter

4.1 Datagrundlag

Til grund for prioriteringsanalyserne i nærværende undersøgelse ligger data for den nationale udbredelse af i alt 1008 danske dyre- og plantearter. Data er sammenstillet fra en lang række af såkaldte atlasundersøgelser og andre lignende faunistiske eller floristiske opgørelser af følgende grupper:

- Guldsmede (41 arter)
- Græshopper (26 arter)
- Bredtæger, randtæger og ildtæger (62 arter)
- Smældere (23 arter)
- Vandtrædere (18 arter)
- Svirrefluer (252 arter)
- Dagsommerfugle (61 arter)
- Sværmere og spindere (natsommerfugle) (156 arter)
- Padder og krybdyr (19 arter)
- Fugle (189 arter)
- Pattedyr (48 arter)
- Orkideer (41 arter)
- Ulvefod (6 arter)

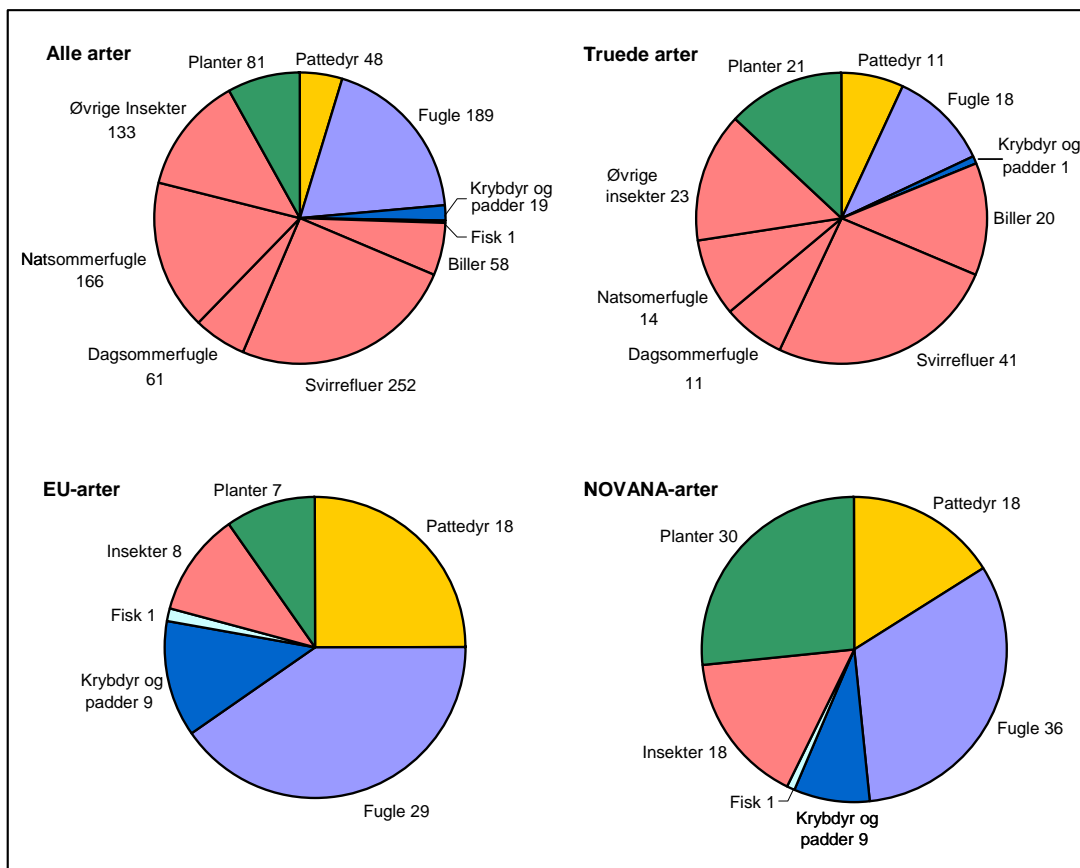
Data for disse artsgrupper er i princippet komplette. Det vil sige, at de generelt omfatter alle danske ynglearter inden for hver gruppe, og for hver art er hele den nationale udbredelse kortlagt på et givet tidspunkt (eller inden for en given periode). Dette er et væsentligt kvalitetskriterium i sammenhæng med de prioriteringsanalyser, som de skal danne baggrund for. Væsentlige skævheder i data f.eks. med hensyn til den geografiske dækning eller i retning af, at kun de mest udbredte arter er repræsenteret, ville forringe kvaliteten af analyserne væsentligt. Data for smælderne omfatter dog alene arter tilknyttet gammel skov, hvilket imidlertid gælder en stor del af arterne herhjemme (Martin, 1989).

I tillæg til data fra ovenstående undersøgelser indgår et datasæt med den nationale udbredelse af en række arter, som overvåges i det nationale overvågningsprogram for natur og miljø NOVANA. Det drejer sig primært om arter opført i bilagene til EF-habitatdirektivet og EF-fuglebeskyttelsesdirektivet, og som regnes for særligt hensynskrævende på europæisk plan, eller arter opført i "Rødlisten" som truede eller i "Gullisten" som arter, for hvilke Danmark har et særligt ansvar (Miljø- og Energiministeriet 1997a og 1997b). Nogle af disse arter indgår i forvejen i de nævnte atlasundersøgelser, men der er data for yderligere 66 arter. Disse arter omfatter primært karplanter og insekter, men også datasættets eneste fisk, snæbel, for hvilken Danmark har et stort internationalt ansvar.

Datasættet repræsenterer den bedst tilgængelige viden om fordelingen af (dyre)arter i det danske landskab. De beskrevne data er endvidere internationalt anerkendt for at repræsentere en unik zoologisk diversitet (grundet de mange data på hvirvelløse dyr) og for at være af unik høj kvalitet i forhold til lignende data i andre lande. Dele af datasættet har tidligere været anvendt til lignende analyser i Danmark (Lund og Rahbek 2000, Det Økonomiske Råd 2000, Jepsen & Sørensen 2001, Hilkjær 2003, Nielsen 2003, Ifversen & Raahede 2004)

og har dannet baggrund for publicering af internationale videnskabelige afhandlinger (Lund 2000, Lund og Rahbek 2002).

I forhold til lignende tidligere undersøgelser er data suppleret yderligere med henblik på nærværende projekt. Navnlig bør det bemærkes, at de helt opdaterede udbredelser fra Dansk Pattedyratlas for alle danske pattedyr er inkluderet. Derudover er der inkluderet data for udbredelsen af danske guldsmede, græshopper samt de tre tægegrupper bredtæger, randtæger og ildtæger. Endelig er data for udbredelsen af fugle, krybdyr, padder og dagsommerfugle blevet opdateret. Fordelingen af de 1008 arter på taksonomiske hovedgrupper er illustreret på Figur 3. Information om de enkelte datasæt og undersøgelser er opgivet i Tabel 2.



Figur 3. Arternes fordeling på taksonomiske hovedgrupper i de benyttede datasæt for udbredelsen af danske dyre- og plantearter. (Se i øvrigt tekst).

Datasættet har nogle generelle begrænsninger samt enkelte svagheder, som vil blive diskuteret i det følgende. For det første skal man være opmærksom på, at udbredelsen af arter forandrer sig løbende, og at data afspejler et øjebliksbillede på indsamlingstidspunktet. Selvom mange af datasættene er nyligt opdaterede, vil en del af arternes udbredelse ikke være nøjagtigt den samme i dag, endsi om en årrække, når de eventuelle nationalparker er udpeget, som da undersøgelserne fandt sted.

Datasættet repræsenterer et bredt udsnit af de danske arter herunder mange af de arter og grupper, som man naturligt vil fokusere på i prioriteringen af naturområder. Datasættet udgør derfor et godt grundlag for prioriteringsanalyserne. Selvom datasættet er det største af

Tabel 2. Oversigt over atlasundersøgelser og lignende undersøgelser af dyre- og plantearters udbredelse i Danmark, som udgør den datamæssige baggrund for analyserne i nærværende projekt.

Dyre- og plantegrupper	Beskrivelse	Kilder
Guldsmede 41 arter	Faunistisk gennemgang (udbredelseskort) med oplysninger frem til 1998. Opdateret i april 2005 efter national liste over fund frem til og med 2004, "Rødliste 2005" samt oplysninger fra Jan Fisher Rasmussen.	Nielsen 1998 Holmen 2004
Græshopper 26 arter	Faunistisk gennemgang (udbredelseskort) med oplysninger frem til 1999. Opdateret i april 2005 efter "Rødliste 2005" samt oplysninger fra Ole Fogh Nielsen	Nielsen 2000
Bredtæger, randtæger og ildtæger 62 arter	Atlasundersøgelse. Fund 1990-2000 anvendt. Data indsamlet med tilstræbt dækning af Danmark i 20x20km UTM-kvadrater, men alle fund registreret i forhold til 10x10km felter.	Tolsgård 2001
Smældere 23 arter	Faunistisk gennemgang af arter tilknyttet gammel skov. Fund 1950-1997 anvendt (flest fund 1970-1997).	Martin 1989 Martin & Munch 1998
Vandtrædere 18 arter	Faunistisk gennemgang. Data fra 1950 anvendt	Holmen 1981
Svirrefluer 252 arter	Atlasundersøgelse. Fund 1960-1993 anvendt	Torp 1994
Dagsommerfugle 61 arter	Atlasundersøgelse 1990-1993. Opdateret april 2005 efter national liste over fund frem til 2004, "Rødliste 2005" samt oplysninger fra Per Stadel Nielsen.	Stolze 1994 Lepidopterologisk Forening 2004
Sværmere og spindere 156 arter	Atlasundersøgelse. Fund 1950-1980 anvendt. Mindre opdatering i 2001 (fem arter taget ud) efter oplysninger fra Ole Karlsholt	Kaaber 1982
Padder og krybdyr 19 arter	Atlasundersøgelse 1976-86. Opdateret i april 2005 efter oplysninger fra Kaare Fog	Fog 1993
Fugle 189 arter	Atlasundersøgelse 1993 -1996. Opdateret april 2005 efter oplysninger fra bl.a. Dansk Ornitologisk Forenings koordinatore for sjældne arter (DATSY-projektet).	Grell 1998
Pattedyr 48 arter	Atlasundersøgelse. Observationer 1975-2004 anvendt (12% af obs. 1991-1999; 85% af obs. 2000-2003).	Bogø & Secher 2005
Orkideer 41 arter	Overvågningsdata fra Danmarks Miljøundersøgelser Observationer fem til 2000	Wind 2001
Ulvefod 6 arter	Floristisk gennemgang med angivelse af fund 1980-2000.	Pihl m. fl. 2001
Arter som indgår i NOVANA (antal arter)	Faunistiske og florstiske data fra forskellige kilder som specificeret herunder.	
Fisk (1)		Jensen m.fl. 2000 i Nielsen 2003
Biller(2) Karplanter (3), Mosser (2)		Pihl m.fl. 2000
Døgnfluer (1), Slørvinger (2), Kvægmyg (1)		Jensen skriftlig meddelelse i Nielsen 2003
Biller (15)		Palle Jørum skriftlig meddelelse i Nielsen 2003
Natsommerfugle (10)		Nielsen personlig meddelelse i Nielsen 2003
Karplanter (25)		Wind 2000 i Nielsen 2003
Laver (4)		Ulrik Søchting skriftlig meddelelse i Nielsen 2003

sin art hidtil, omfatter de 1008 arter imidlertid langt fra alle Danmarks anslåede 30.000 arter, Data udgør derfor i sig selv en begrænsning for analyserne og deres resultater. Blandt andet er der i datasættet en stor overvægt af dyrearter (Figur 3). Derimod er i alt 81 plantearter svarene til kun 8% af arterne. Dette kan betragtes som en svaghed, da de danske plantearter, herunder mange hensynskrævende arter, ikke i samme grad som dyrearterne har kunnet påvirke resultaterne af de udførte prioriteringsanalyser. Der kompenseres i givetvis nogen grad for dette, ved at mønstret i udbredelsen af dyrearter delvist afspejler plantearternes udbredelse. Der behøver dog ikke at være en entydig sammenhæng. De anvendte data for planternes udbredelse udgør imidlertid det bedste tilgængelige datagrundlag. Der findes et væsentligt mere omfattende datamateriale om udbredelsen af de danske plantearter i Dansk Botanisk Forenings "Atlas Flora Danica", men det har ikke været muligt at inddrage dette i nærværende sammenhæng.

De benyttede data indeholder altovervejende arter, som er naturligt hjemmehørende i Danmark. Dådyr, sikahjort, fasan og canadagås er dog indførte arter. Disse arter er dog på grund af deres relativ store udbredelse uden afgørende indflydelse på udfaldet af prioriteringsanalyserne (arterne findes i hhv. 20, 5, 32 og 10 af de 32 større sammenhængende områder). Sangsvane og bramgås var indtil for nylig ikke at finde i Danmark. Bestandene af disse arter kan stamme fra fugle i fangenskab. Det er dog mindst ligeså sandsynligt, at de er indvandret naturligt som led i arternes generelle ekspansion af deres udbredelsesområder de senere år (Mortensen 2005). Bramgås findes kun på Saltholm, og er derfor medvirkende til en prioritering af Københavns Omegn (se senere). Sangsvane findes derimod ikke i nogen af de 32 større sammenhængende naturområder og er derfor uden indflydelse på de væsentligste resultater.

Der er i de individuelle datasæt en usikkerhed på den præcise udbredelse af nogle arter. Det gælder især data, som ikke bygger på deciderede atlasundersøgelser (der i indsamlingsfasen søger systematisk at dække hele landet), men i stedet på løbende registreringer af fund samt eksperterens viden om arternes udbredelse. Dette er tilfældet med guldsmede og græshopper, en del af NOVANA-arterne samt opdateringen af dagsommerfuglenes udbredelse. Der er dog i disse tilfælde gjort særligt meget ud af at sikre kvaliteten af data for arter med en lille udbredelse, da disse har størst indflydelse på udfaldet af prioriteringsanalyserne.

Hele datasættet bygger som nævnt på en beskrivelse af arternes fordeling i Danmark inden for et 10×10 km UTM-kvadratnet. De fleste af de prioriteringsanalyser, som præsenteres herunder, er udført med de beskrevne 32 større sammenhængende naturområder som "analyseenhed". Arternes udbredelse i disse områder er som beskrevet bestemt direkte ud fra hvilke kvadrater, der tillægges hvert af de større områder (jvf. Figur 2 på side 26). Dette betyder, at der kan være arter, som findes i et givet kvadrat, men som rent faktisk ikke lever inden for det større naturområde, som kvadratet henregnes til. Typisk vil de fleste arter dog være tilknyttet de naturarealer, som det større område er afgrænset efter, og derfor netop findes inden for det dette (og ikke på landbrugsarealet ved siden af).

Afslutningsvis skal det understreges, at de beskrevne begrænsninger i datasættet, efter vores bedste overbevisning ikke har nævneværdig betydning for de overordnede konklusioner, som vil blive draget på basis af de udførte analyser.

4.1.1 Truede arter

Som tidligere nævnt vil selvstændige prioriteringsanalyser blive udført på basis af truede arter. Til brug for disse analyser har vi sammensat et særskilt datasæt med udbredelsen af de 160 arter (ud af de 1008), som er klassificeret som truede i Danmark. Kriterierne for at medtage arter i dette datasæt tager udgangspunkt i den danske rødliste. Det skal understreges, at denne liste alene vurderer, om arter er truet i Danmark. Datasættet med truede arter fortæller derfor intet om, hvorvidt arterne er truet på regionalt eller globalt niveau, hvilket absolut ikke behøver at være tilfældet. Fordelingen af de 160 arter på systematiske hovedgrupper kan ses på Figur 3. En samlet liste over de truede arter findes i Bilag 1. I det følgende beskrives kriterierne for sammensætningen af datasættet nærmere.

Den seneste komplette rødliste for danske dyr og planter er fra 1997 (Miljø- og energiministeriet 1997). I listen er opført alle danske plante- og dyrearter, som på det tidspunkt blev klassificeret i henhold til kategorierne "Forsvundne" (Ex), "Akut truede" (E), "Sårbare" (V), eller "Sjældne" (R). I supplement til rødlisten blev udgivet den såkaldte Gulliste (Miljø- og energi ministeriet 1997b). Denne liste indeholder arter kategoriseret som "Opmærksomhedskrævende" (X) eller som "Danske ansvarsarter" (A).

Den danske rødliste er i netop nu under revision. Revisionen omfatter ikke blot en fornyet vurdering af "trussels-niveauet" for arterne. Selve rødlistesystemet er også revideret, således at fremgangsmåden og kriterierne for vurderingerne bliver mere stringente og i højere grad følger de internationale retningslinier på dette område (DMU 2005, IUCN 2001). Efter det ny system opdeles arterne i følgende kategorier: "Forsvundet" (RE) "Kritisk truet" (CR), "Moderat truet" (EN), "Sårbar" (VU) og "Næsten truet" (NT) samt en række kategorier, som angiver, at arterne ikke er truede eller af forskellige årsager ikke lader sig vurdere. Vurderingen (rødlistningen) af arter i henhold til det nye system er p.t. i gang. Den gennemføres gruppevis, og er endnu ikke afsluttet.

Vi har i videst muligt omfang lagt de ny vurderinger til grund for vores datasæt med truede arter. Datasættet omfatter arter, der efter det nye system – "Rødliste 2005" – er kategoriseret som "kritisk truede", "moderat truede" eller "sårbare". Efter både de danske og de internationale retningslinier, betegnes arter i disse kategorier samlet set som "truede arter". Arter, som i april 2005 endnu ikke var vurderet efter det ny system, er medtaget, hvis de i Rødliste 1997 er klassificeret som: "akut truede" eller "sårbare". De aktuelle grupper af arter samt de benyttede kriterier er summeret i Tabel 3.

4.1.2 EU-arter

Selvstændige prioriteringsanalyser er også udført på basis af et datasæt bestående af EU-arter alene. Vi definerer disse som arter, der står opført i EF-habitatdirektivets bilag II eller IV eller i EF-fuglebeskyttelsesdirektivets bilag I. I alt 72 af undersøgelsens 1008 arter er opført i et eller flere af disse bilag.

Habitatdirektivet og fuglebeskyttelsesdirektivet anses for EU's vigtigste bidrag til beskyttelse af den biologiske mangfoldighed i medlemsstaterne. Habitatdirektivet forpligter EU's medlemsstater til at bevare naturtyper og arter, som er af betydning for EU (Rådet for de europæiske fællesskaber 1992). For nogle af disse arter er medlemslandene forpligtet til at udpege særlige beskyttelsesområder (habitatområder) samt til at overvåge arternes bevaringsstatus. Disse arter er opført i direktivets bilag II. Derudover foreskriver direktivet en generel streng beskyttelse af en række dyre- og plantearter, hvor de nu måtte leve. Disse

arter er anført på direktivets bilag IV. I alt omfatter direktivets bilag over 100 arter, som lever eller har levet i Danmark. Mange af disse er imidlertid marine, eller de lever i ferskvand, forekommer meget sporadisk eller er uddøde i Danmark. Der optræder derfor kun 36 af direktivets arter i det benyttede datasæt med EU-arter.

Tabel 3. Tabellen viser hvilken rødliste samt hvilke kriterier, der er lagt til grund for datasættet med truede arter. Ud over de nævnte grupper er "Rødliste 1997" anvendt for grupperne døgnfluer, rovbiller, glansbiller, fisk, mosser og laver, af hvilke der kun er få arter i det samlede datasæt.

	"Rødliste 2005"	Rødliste 1997
Artsgrupper	Guldsmede Græshopper Smældere Svirrefluer Dagsommerfugle Padder Krybdyr Fugle Orkideer	Bredtæger, randtæger og ildtæger Vandtrædere Natsommerfugle Pattedyr Karplanter (som ikke er orkideer)
Kriterier	Kritisk truet (CR) <i>eller</i> Moderat truet (EN) <i>eller</i> Sårbar (VU)	Akut truet (E) <i>eller</i> Sårbar (V)

EF-fuglebeskyttelsesdirektivet forpligter blandt andet medlemslandene til at udpege og sikre levesteder for fugle (fuglebeskyttelsesområder). Der skal udpeges og sikres levesteder for en række arter, som er: "Truede", "Følsomme overfor ændringer af levesteder", "Sjældne" eller "Særligt opmærksomhedskrævende på anden måde" (Rådet for de europæiske fællesskaber 1979). Disse arter er opført på direktivets bilag 1. Bilaget omfatter 42 arter, som yngler eller har ynglet i Danmark. 36 af disse optræder i datasættet med EU-arter.

Datassættet omfatter således i alt 72 arter af særlig interesse for EU. For mange af arterne betyder det, at de enten har en lille udbredelse eller betragtes som truede på europæisk plan. Dette betyder imidlertid ikke nødvendigvis, at de er nogen af delene i Danmark, hvor de kan være særdeles udbredte. Men netop for sådanne arter må Danmark anses for at have et særligt internationalt ansvar. Arternes fordeling på taksonomiske hovedgrupper er vist på Figur 3 og en liste over arterne er givet i Bilag 1.

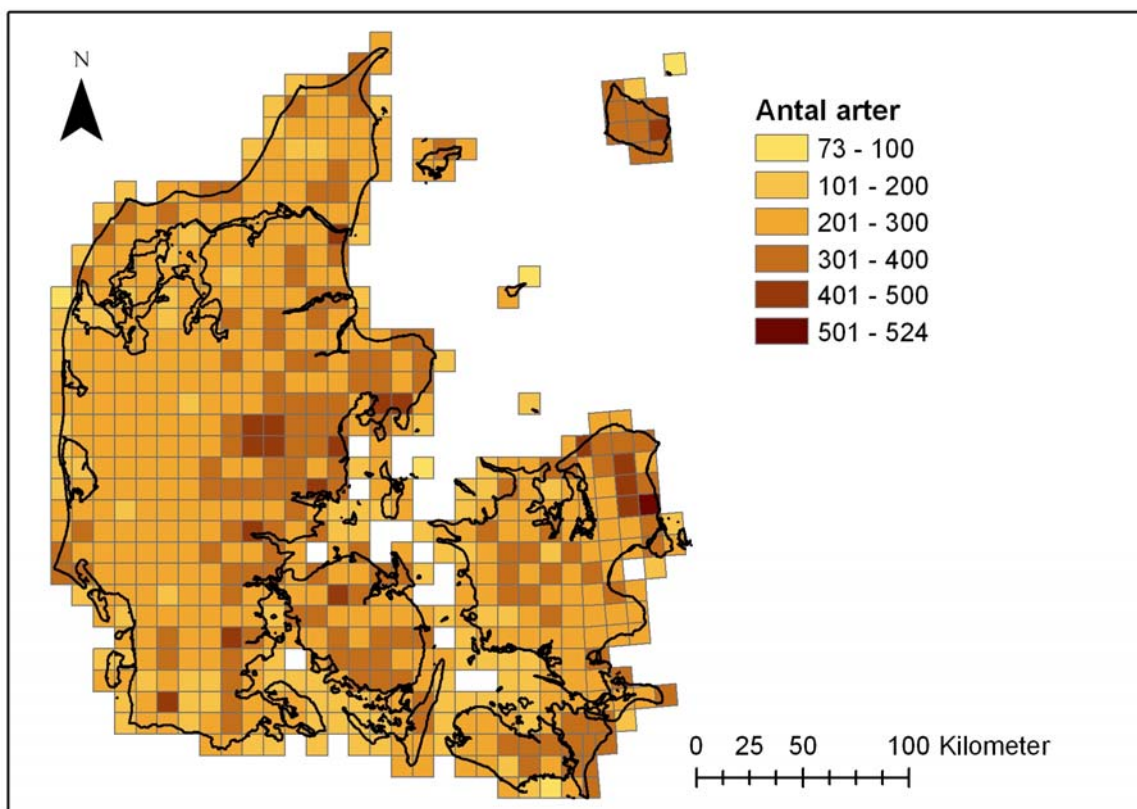
NOVANA-arter

I Danmarks nationale overvågningsprogram for miljø og natur, NOVANA, indgår der særlig overvågning af en række specifikke arter. Det drejer sig primært om arter opført i de netop beskrevne bilag til EF-direktiverne, samt en række plantearter og insektarter, som var opført som truede i "Rødliste 1997, og /eller i "Gulliste 1997" som danske ansvarsarter. Der bliver ikke udført særlige analyser baseret specifikt på disse arter. Det kan imidlertid have generel interesse at vide, at der figurerer 112 af disse arter blandt de 1008 arter i det samlede datasæt. Til orientering er fordelingen af disse arter på taksonomiske hovedgrupper vist på Figur 3.

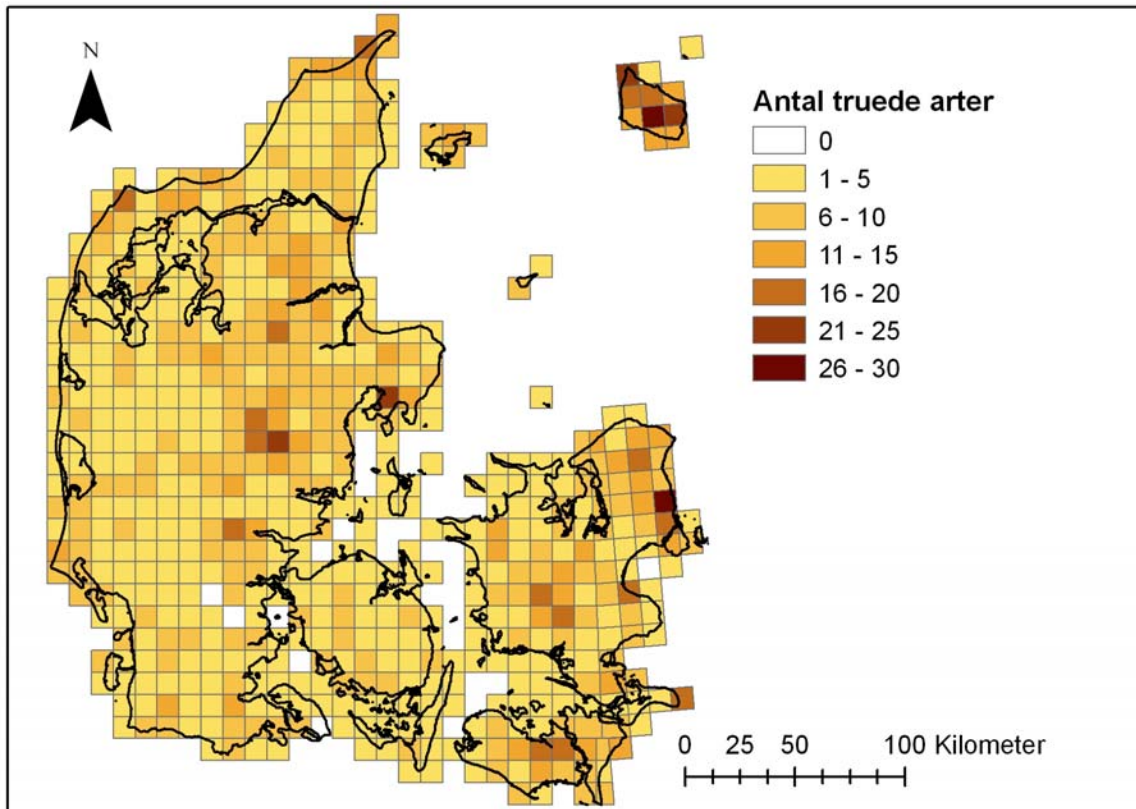
4.1.3 Arternes fordeling i Danmark

Som yderligere baggrund for de senere kvantitative analyser vil vi i det følgende kort beskrive, hvordan arterne fordeler sig i Danmark. De benyttede data beskriver som nævnt arternes fordeling i Danmark inden for et 10×10 km UTM-kvadratnet. Ved opdeling af Danmark i et sådant net, er der et antal felter langs kysterne som af tilfældige årsager indeholder et meget lille landareal. Hvilke af disse marginale felter, der er dækket, varierer imellem de forskellige underliggende undersøgelser af arternes udbredelse. For at undgå skævheder i data, har vi kun medtaget felter, som er dækket af alle undersøgelser. Det samlede datasæt omfatter herefter 1008 arters udbredelse i 622 felter.

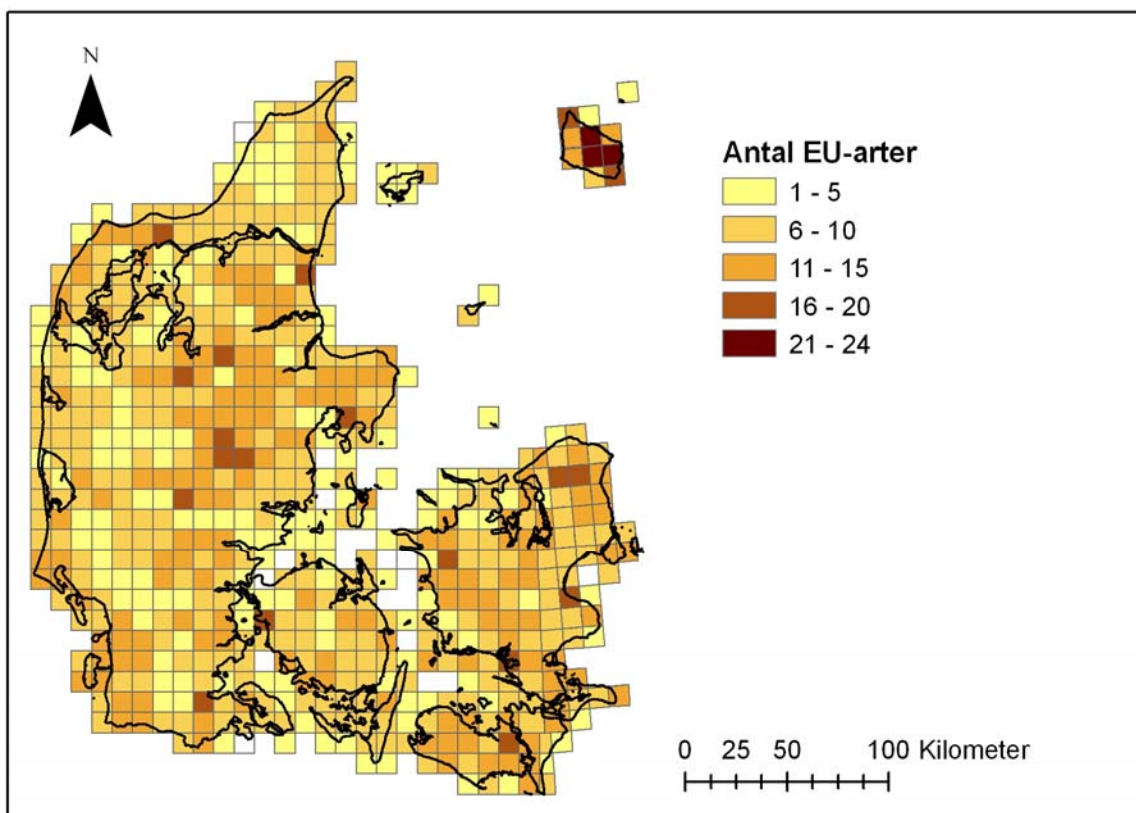
Fordelingen af artsrigdommen i Danmark beregnet som antal arter (ud af de 1008) i hvert af kvadratnettets 622 felter er vist på Figur 4. Overordnet set er der færrest arter i det vestlige og nordlige Jylland, samt visse dele af Sjælland. Artsrigdommen er gennemgående noget større i det østlige Jylland, på Fyn, i Nordsjælland samt på Midtsjælland, Lolland-Falster og Bornholm. Særligt stor artsrigdom (mere end 400 arter pr felt) finder vi især i Midtjylland omkring Søhøjlandet og i det sydøstlige Jylland samt i Nordsjælland og på Bornholm. I langt den overvejende del af felterne er der repræsenteret mellem 200 og 400 arter.



Figur 4. Artsrigdommes fordeling i Danmark for alle 1008 arter, som indgår i det samlede datasæt



Figur 5. Artsrigdommes fordeling i Danmark for de 160 truede arter alene



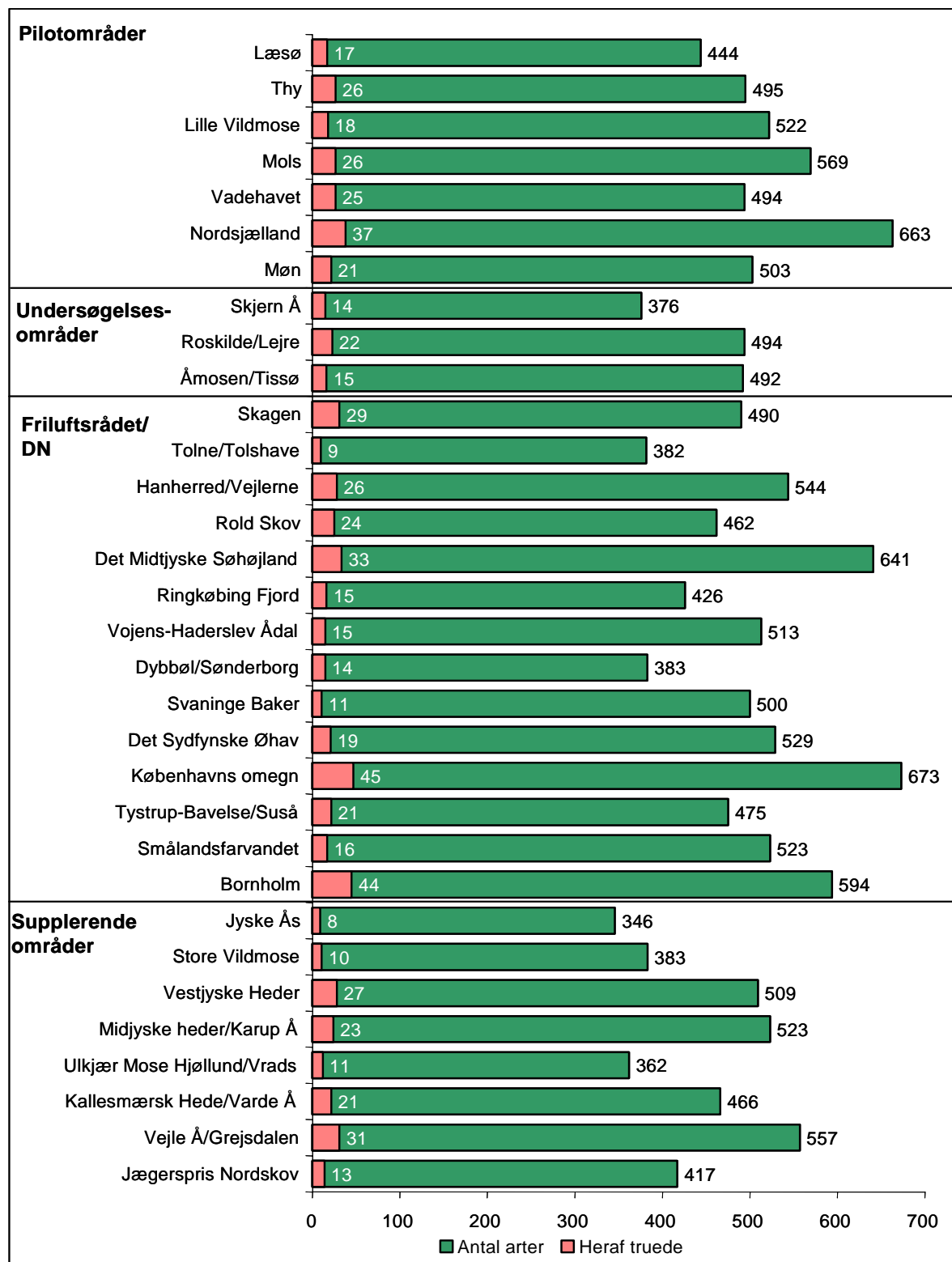
Figur 6. Artsrigdommensfordeling i Danmark for de 72 EU-arter alene

Det overordnede mønster er det samme hvis, man ser alene på de 160 truede arter (Figur 5). I store dele af Vestjylland, er der højst fem truede arter per kvadrat, dog med en tendens til at der er flere arter langs selve vestkysten. I resten af landet er der mange felter med op til 10 truede arter. Kun relativt få steder er der mere end 10 arter. Særligt mange truede arter findes i enkeltstående felter i hhv. Midtjylland, på Mols, nord for København samt på Bornholm.

Fordelingen af artsrigdommen af EU-arter følger også i nogen grad det samme mønster (Figur 6), men er noget mere uklart. Den laveste artsrigdom (under fem arter per kvadrat) findes mest i det vestlige Jylland, men tendensen til flere arter langs vestkysten, som vi så for de truede arter, er mere udtalt for EU-arterne. Navnlig i Thy og det vestlige Sønderjylland er der mange steder 11-15 arter pr. felt. Lige så mange EU-arter er der i store dele af det østlige Jylland, i Nordsjælland, på Midt- og Vestsjælland og på Lolland Falster. Der er flere arter (16- 20 per kvadrat) i en del spredte felter bl.a. op gennem Den Midtjyske Højderyg. Den suverænt højeste artsrigdom mht. EU-arter findes dog på Bornholm

Artsrigdommen i hvert af de 32 større sammenhængende naturområder er vist på Figur 7. Flest arter er der i Københavns Omegn, tæt fulgt af Nordsjælland og Det Midtjyske Søhøjland med langt over 600 arter. De efterfølgende områder er Bornholm, Mols, VejleÅ/Grejs-dalen samt Hanherred/Vejlerne med mellem 544 og 594 arter. 13 områder har imellem 490 og 530, men de resterende 12 fordeler sig jævnt nedefter til Jyske Ås, der med 346 arter er det mindst artsrige. Markant flest truede arter er der i Københavns Omegn og på Bornholm med hhv. 45 og 44 arter. Herefter følger Nordsjælland (37 arter) og Det midtjyske Søhøjland (33 arter). Resten af områderne fordeler sig jævnt nedefter med fra 31 og ned til otte truede arter.

Som allerede nævnt har Københavns Omegn den højste artsrigdom i det hele taget såvel som med hensyn til og truede arter. Det kan bemærkes, at dette også gælder for EU-arter, hvoraf der findes 30 i dette område (ikke vist). Området huser en lang række lokaliteter af både dansk og europæisk vigtighed. Særligt områderne nord og nordvest for København med lokaliteter som Jægersborg Dyrehave, Jægersborg Hegn, Hareskoven, Ganløse-skovene, Mølleåen, Furesøen, Farum sø og Sønder sø er hjemsted for et meget stort antal arter, men også Vestamager er yderst artsrig. Dette gør sig ikke blot gældende på tværs af de tre anvendte arts kategorier, men også på tværs af de taksonomiske grupper. Vigtigst i denne sammenhæng er det, at mønsteret også gør sig gældende for flere grupper, bl.a. fugle og pattedyr, hvor arternes udbredelser er belyst i atlasundersøgelser af meget høj kvalitet og med en meget god dækning af hele landet. Dette understreger, at området reelt er blandt Danmarks mest artsrige. En høj artsrigdom i området er heller ikke overraskende set ud fra den store diversitet i habitater, herunder forekomsten af gamle skovområder, samt områdets heterogene geomorfologiske og hydrologiske struktur. En del af de samme faktorer gør sig gældende i bl.a. Det Midtjyske Søhøjland, hvor vi også finder en meget høj artsrigdom. For enkelte af de taksonomiske grupper (f.eks. svirrefluer) kan niveauet af artsrigdom dog ikke udelukkes at være forstærket af en øget indsamlingsaktivitet i området nord for København (netop fordi det er artsrigt). Dette skønnes dog ikke at medføre en skævhed i data, som påvirker analysernes resultater i nævneværdig grad.



Figur 7. Artsrigdommen i de 32 større sammenhængende naturområder defineret i nærværende projekt, mht. alle 1008 arter, som indgår i det samlede datasæt, samt mht. de 160 truede arter.

4.2 Spørgsmål, analyser og diskussion

Vi vil i det følgende præsentere og diskutere resultaterne af en lang række analyser af mulighederne for at repræsentere de danske dyre- og plantearter i et eventuelt netværk af nationalparker. Det skal understreges, at analyserne alene tager udgangspunkt i arternes nuværende udbredelser i Danmark. Ingen af analyserne tager højde for eller stilling til de enkelte områders fremtidige potentiale som hjemsted for dyre og plantearter, hvis f.eks. naturarealet øges eller naturens karakter ændres efter en eventuel udpegning som nationalpark. Bedre beskyttelse og kvalitetsforøgelse af den eksisterende natur var imidlertid også blandt Wilhjelmudvalgets vigtigste anbefalinger (Wilhjelmudvalget 2001a). Tilsvarende er indsatsen for den eksisterende natur prioriteret højest i regeringens handlingsplan for biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse i Danmark 2004-2009 (Regeringen 2004).

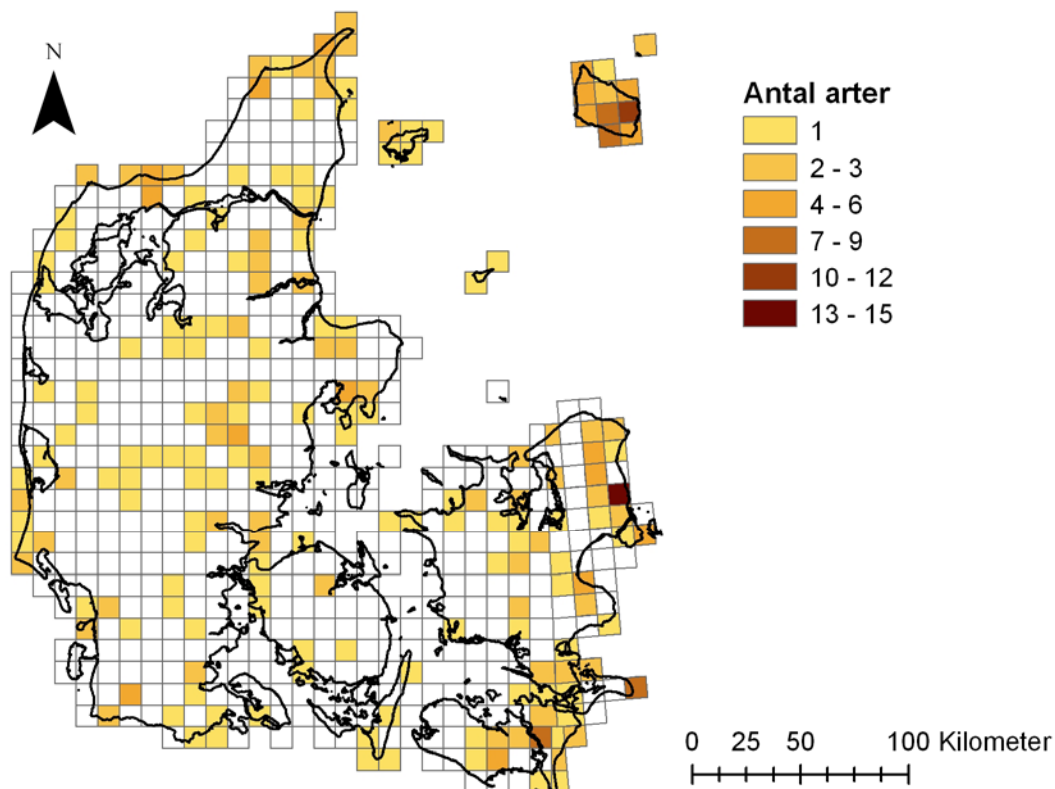
4.2.1 Hvor mange arter findes inden for de større sammenhængende områder?

De 32 større sammenhængende naturområder, som vores analyser primært fokuserer på, dækker tilsammen 233 af de 622 danske 10×10 km UTM-kvadrater. I det følgende opgøres arterne, der findes inden for de 32 områder. En sådan opgørelse giver et indtryk af, hvor langt man ultimativt kan komme med hensyn til repræsentation af arter i naturforvaltede områder ved en strategi fokuseret på udpegning af større sammenhængende naturområder. De 32 områder dækker henholdsvis:

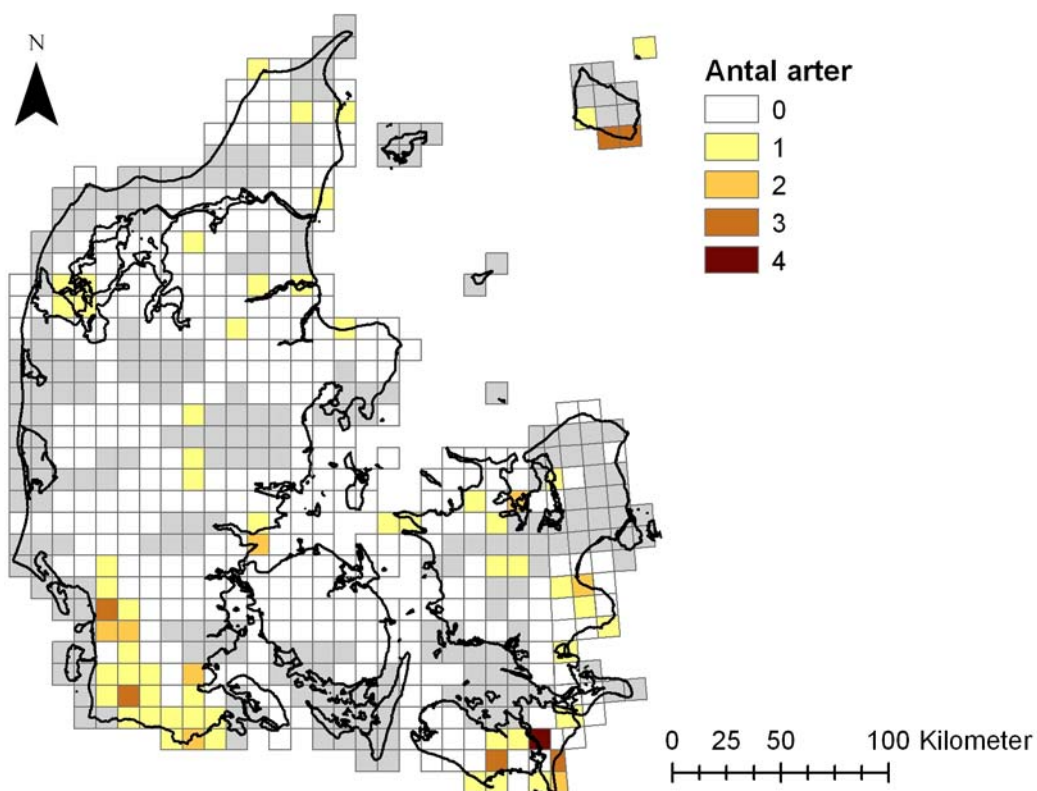
- 973 arter af de 1008 arter, svarende til 97%
- 140 truede arter af de 160 arter, svarende til 88%
- 70 EU-arter af de 72 arter, svarende til 97%

I de 32 større naturområder mangler således 35 arter. I den sammenhæng skal det bemærkes, at analysen omfatter ca. 1000 ud af Danmarks anslåede 30.000 arter, hvorfor antallet af ikke-dækkede arter reelt er mange gange højere. Uforholdsmæssigt mange af disse arter er kategoriseret som truede (20 ud af 35 svarende til 57%), selvom denne gruppe som helhed kun udgør 16% af alle arter. Denne overvægt skyldes, at de truede arter findes spredt over mange forskellige lokaliteter, og typisk hver især har en lille udbredelse. De lader sig derfor i ringere grad end de mere almindelige arter repræsentere i relativt få større sammenhængende naturområder. Dette er illustreret på Figur 8, som viser den geografiske fordeling af sjældne arter i Danmark, forstået som arter med en lille udbredelse. På nær nogle enkelte koncentrationer "hotspots" bl.a. nord for København og på Bornholm findes disse arter spredt over et særdeles stort antal kvadrater.

Grundlæggende er artssammensætningen i de 32 større sammenhængende naturområder fuldt ud repræsentativ for artssammensætningen i det fulde datasæt. Dette er ikke overraskende, da 96,5% af arterne er repræsenteret. Blandt de 35 arter, som ikke er med i områderne, er en relativt større andel af fugle (otte arter) og planter (syv arter), hvorimod alle pattedyr er repræsenteret. Fuglene udgøres af de truede arter toplærke, drosselrørsanger, høgesanger og hvid stork, samt de fire meget pletvist forekommende arter sangsvane, turteldue, gulirisk og lomvie. Blandt de syv plantearter er der seks orkidéer. Derudover kan det nævnes, at bjergsalamanderen ikke findes i nogen af de 32 områder tillige med 19 forskellige insektarter. (Det skal bemærkes, at hvid stork i skrivende stund, juli 2005, ikke findes ynglende i Danmark, men ynglede i Ribe i 2003 og 2004. Sidstnævnte forekomst er medtaget i analyserne).



Figur 8. Den geografiske fordeling af arter med meget lille udbredelse i Danmark. Opgørelsen omfatter de 142 arter, hvis udbredelse udgøres af højst fem kvadrater.



Figur 9. Den geografiske fordeling af arter, som ikke findes i nogen af de 32 større sammenhængende naturområder, som anvendes i de fleste analyser i denne rapport. Felter omfattet af de 32 områder er markeret med gråt.

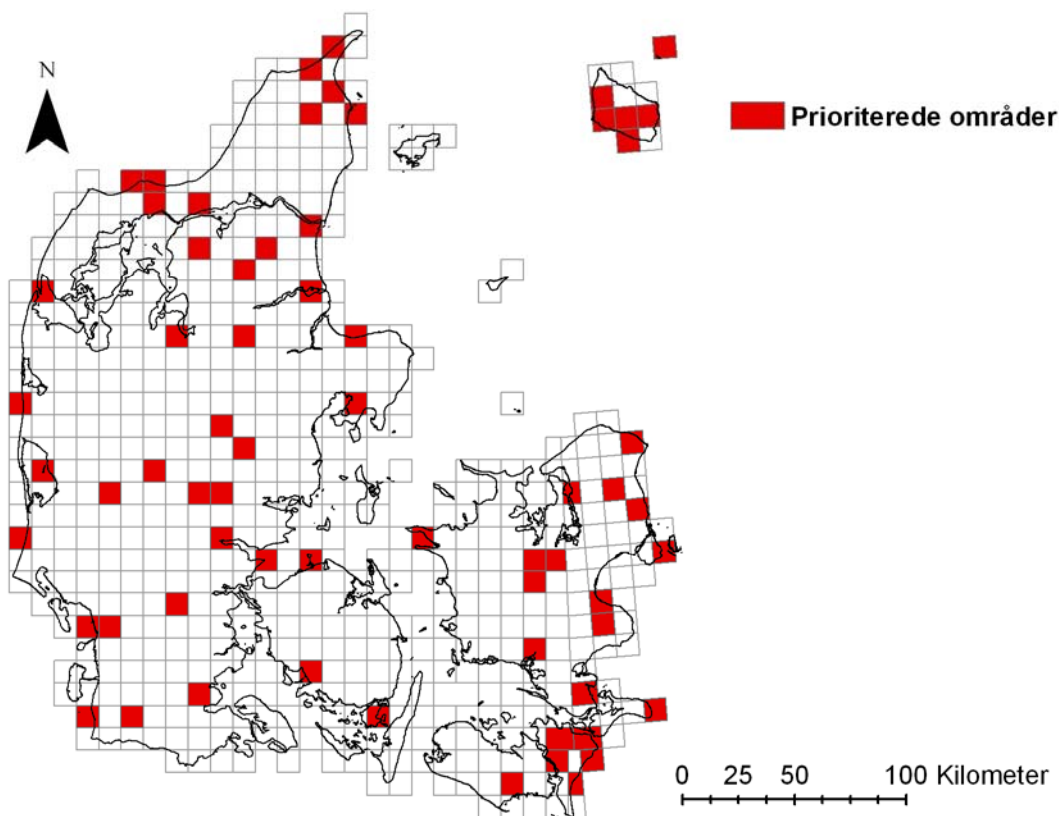
Figur 9 viser, at de 35 arter, som kun findes uden for de større sammenhængende områder, forekommer spredt over hele landet, dog primært i det sydlige Danmark. Blandt de vigtigste områder kan nævnes Lolland-Falster, hvor ni af de ”manglende” arter kan findes, samt lokaliteter i det vestlige Sønderjylland og det sydlige Bornholm.

4.2.2 Hvor mange områder kræver det at dække alle arter?

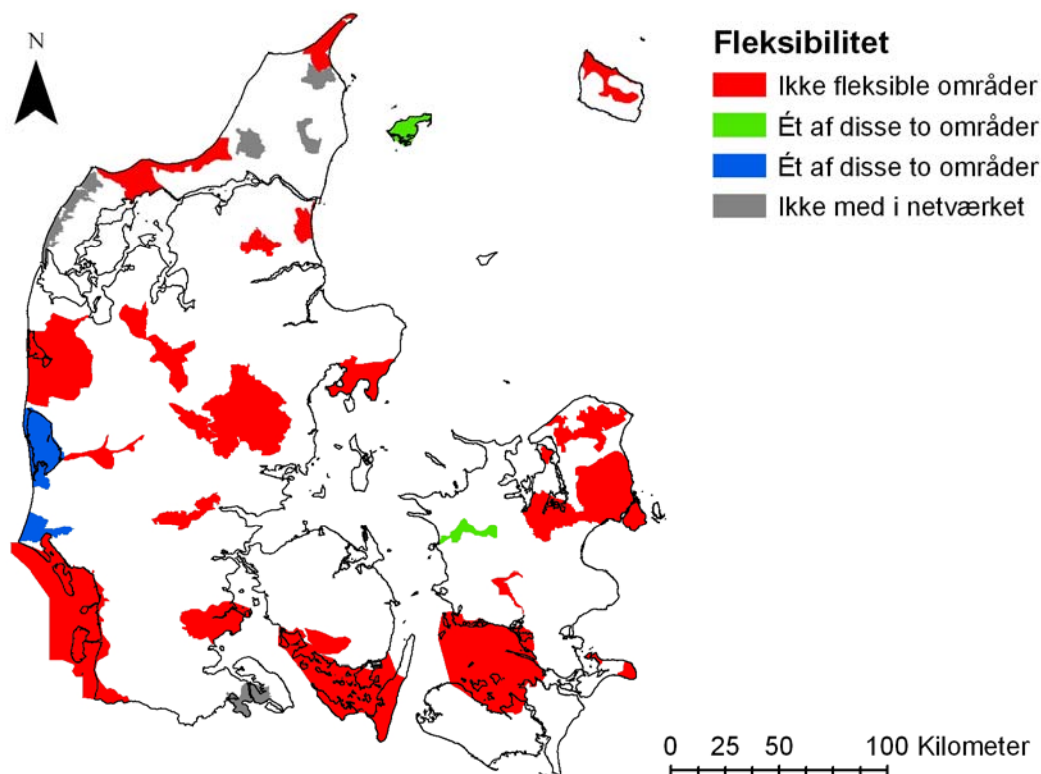
Vi vil i det følgende belyse forskellen på resultatet, hvis områderne i naturbeskyttelsesnetværk kan vælges (a) frit inden for kvadratnettet dækkende hele Danmark eller (b) kun iblandt de 32 større sammenhængende områder. Til dette formål har vi fundet to netværk af områder (de såkaldte minimumssæt):

a) Det første netværk beskriver, hvor mange og hvilke af de 622 kvadrater (udvalgt i hele Danmark), der skal til, for at alle 1008 arter repræsenteres mindst én gang. Dette netværk består af 65 kvadrater nogenlunde jævnt fordelt over hele landet (Figur 10).

b) Det næste netværk beskriver, hvor mange og hvilke af de 32 større sammenhængende naturområder, som skal udpeges, for at alle de 973 mulige arter repræsenteres mindst én gang. Resultatet viser, at ikke mindre end 25 af de 32 områder skal udpeges for at opfylde denne målsætning (Figur 11).



Figur 10. De 65 kvadrater, der som minimum skal udpeges for at repræsentere alle 1008 arter mindst en gang. I denne analyse kan alle 622 kvadrater i Danmark potentielt vælges. Placeringen af de 65 områder er blot et eksempel, da en del af de viste kvadrater kan erstattes med andre (se tekst).



Figur 11. De 25 større sammenhængende naturområder, der som minimum skal udpeges for at repræsentere alle arter mindst en gang. Bemærk at der i to tilfælde, er to områder er indbyrdes fuldt fleksible. ("Alle arter" refererer her til de 973 arter, som findes i de 32 mulige større sammenhængende naturområder).

I forståelsen og fortolkningen af disse resultater er det vigtigt at være opmærksom på, at der i begge tilfælde er en fleksibilitet i prioriteringsanalyserne. Nogle af de udpegede områder kan karakteriseres som "fuldt fleksible". Det betyder, at de kan erstattes med andre (specifikke) områder, således at netværket med det samme antal områder stadig dækker alle arter mindst én gang. For det første netværk (a) betyder det, at placeringen af områderne vist på Figur 10 blot er én af mange mulige kombinationer af 65 områder. For det andet netværk (b) betyder det, som vist på Figur 11, at fire områder er parvis fuldt fleksible.

Resultatet af sammenligningen er summeret i Tabel 4, sammen med resultaterne af tilsvarende analyser udført på datasæt alene indeholdende hhv. alle truede arter og alle EU-arter. Et generelt mønster er, at de udpegede netværk af større områder udgør langt større samle-

Tabel 4. Resultater af minimumanalyse, som viser det mindste antal kvadrater eller områder, der skal til for at repræsentere alle arter i de tre angivne kategorier mindst én gang.

	Repræsentation mindst én gang af:		
	Alle arter	Truede arter	EU-arter
Mindste netværk valgt blandt Danmarks 622 10 ×10 km UTM-kvadrater ¹	65 felter	46 felter	19 felter
Mindste netværk valgt alene blandt 32 større sammenhængende naturområder²	25 områder (205 felter)	18 områder (139 felter)	13 områder (100 felter)

1) Repræsentation af de samlede data sæt: 1008 arter i alt heraf 160 truede og 72 EU-arter.

2) Repræsentation af arter, som findes i de 32 områder: 973 i alt heraf 140 truede og 70 EU-arter.

De arealer omsat til kvadrater, end det der kræves ved "fri" udpegning inden for kvadratnettet, som dækker hele Danmark.

Dette resultat er imidlertid ikke overraskende. Det er velkendt, at et netværk af mange mindre områder typisk dækker flere arter end udpegning af færre større områder, *givet at det samlede areal er det samme*. (Den "klassiske" "SLOSS"-debat: "Single Large Or Several Small." Se eksempelvis Rosenzweig 1995). En årsag til dette er bl.a., at flere små områder tilsammen typisk vil have en større habitatdiversitet (have flere forskellige naturtyper) og dermed samlet set være hjemsted for flere arter. Adskilte områder vil desuden i højere grad have forskellig "historie" med hensyn til indvandring og uddøen af arter og af den årsag huse forskellige arter. Det er bl.a. disse faktorer, der ligger bag, at vi finder de mindst udbredte arter i Danmark spredt over et stort antal lokaliteter. Den danske fauna og flora er tillige generelt yderst spredningsdygtig, hvilket også bidrager til, at mange små områder vil have flere arter end færre store områder med et tilsvarende samlet areal. I modsætning til ovenstående skriver Wilhjelmudvalget (2001b) at få store områder vil have den højere artsrigdom end flere mindre (igen under antagelse af at det samlede areal er det samme). Dette kan være tilfældet, bl.a. hvis hvert af de mindre områder alene i kraft af deres lidenhed udelukker tilstedeværelsen af særligt pladskrævende arter. Et eksempel på dette kunne være en fragmentering af en sydøstasiatisk regnskov, i en grad, som gør de enkelte områder uegnet til f.eks. orangutang eller tiger. I Danmark er der imidlertid meget få arter, som er afhængige af større sammenhængende naturområder. Tilsvarende vil der ved udlægning af nationalparker kun komme meget få eller ingen "nye" arter til, alene fordi de profiterer af områdernes størrelse.

Kort ridset op viser de hidtidige resultater, at en del af de 1008 danske arter, som indgår i analyserne, ikke er repræsenteret i de 32 større sammenhængende naturområder. Blandt disse er over halvdelen truede. Desuden skal de fleste af de 32 områder udpeges for at repræsentere alle de arter, som faktisk findes i disse områder. Det kan derfor konkluderes, at man, selv ved udpegning af et stort antal nationalparker, ikke vil kunne repræsentere alle arter. Det gælder navnlig de sjældne og/eller truede arter. En naturforvaltningsstrategi, som tager udgangspunkt i udpegning af nationalparker kan derfor ikke stå alene. En supplerende strategi til beskyttelse af mindre biotoper, som f.eks. det allerede eksisterende §3-system, er derfor nødvendig, for at sikre en tilstrækkelig beskyttelse af biodiversiteten i Danmark.

Det skal understreges, at nationalparkerne alligevel kan være et stærkt instrument til at højne kvaliteten af den danske natur og til at bevare biodiversiteten. Dels er der arter, som vil profitere af parkernes størrelse og uforstyrrelighed. Derudover vil mange arter have større bestande i store sammenhængende naturområder. Dette vil mindske risikoen for udslettelse i kraft af en større modstandsdygtighed (persistens) overfor udefrakommende påvirkninger. Tilsvarende vil økosystemerne som helhed og dermed også arternes levesteder, habitaterne, også typisk have en større robusthed i større sammenhængende naturområder. En væsentlig faktor i denne sammenhæng er, at randeffekterne vil være mindre. Det gælder f.eks. næringsberigelse fra omkringliggende landbrugsarealer. Etableringen af nationalparker kan desuden bidrage til en forøgelse af det samlede naturareal, hvis man inden for disse genopretter naturarealer i supplement til de eksisterende. Dette vil alt andet lige gavne biodiversiteten på lang sigt. Endelig kan f.eks. de rekreative og kulturhistoriske værdier marginalt set øges ved at etablere større sammenhængende områder. Det er derfor under alle omstændigheder relevant at undersøge nærmere, hvor godt nationalparker kan repræsentere de danske arter, og hvordan de kan optimeres i denne henseende.

4.2.3 Hvor meget betyder antallet af nationalparker?

I det følgende analyserer vi, hvilken betydning det har for repræsentationen af arter, hvor mange af de 32 større sammenhængende naturområder, der udpeges som nationalparker.

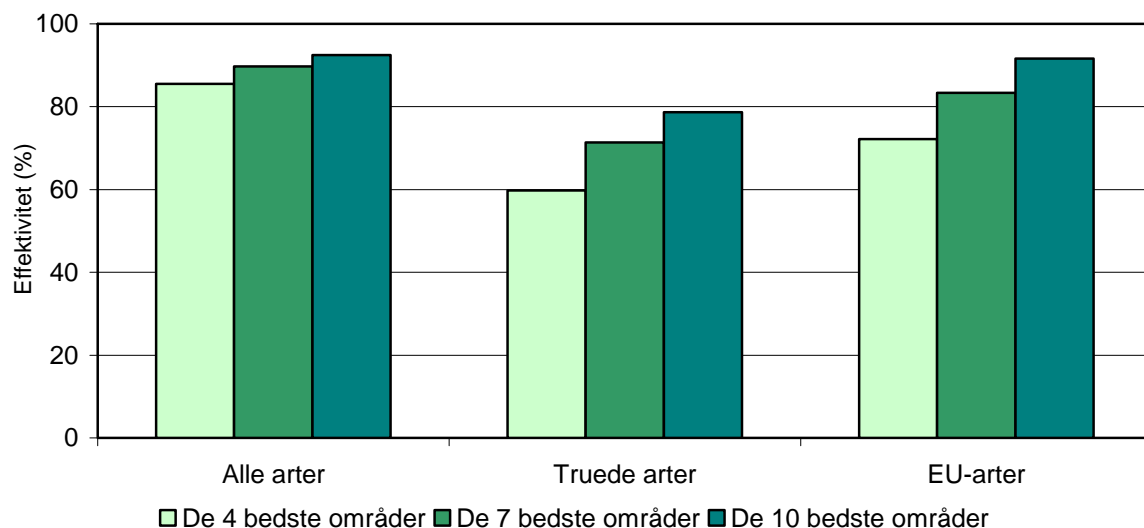
Dækning af alle de mulige arter kræver som nævnt udpegning af et stort antal områder. Dette resultat er interessant i sig selv ud fra et almindeligt naturforvaltningssynspunkt. I relation til udpegning af nationalparker er det dog mest relevant at belyse konsekvenserne ved prioritering af et mindre antal områder. Wilhjelmudvalgets arbejdsgruppe for naturkvalitet og naturovervågning anbefalede, at der på sigt blev etableret 8-10 såkaldte nationale naturområder (Wilhjelmudvalget 2001b). Wilhjelmudvalget anbefalede herefter etablering af sådanne områder seks konkrete steder i Danmark (Wilhjelmudvalget 2001a). Endelig blev der fra regeringens side i 2003 og 2004 igangsat pilotprojekter i syv områder.

På ovenstående baggrund belyser vi herunder scenarier for udpegning af henholdsvis 4, 7 og 10 områder. Konkret har vi ved hjælp af såkaldt maksimum-analyse fundet de netværk af mulige nationalparker bestående af henholdsvis 4, 7 og 10 områder, som tilsammen dækker flest mulige arter. Det har vi gjort for hvert af de tre datasæt med hhv. alle arter, alle truede arter og alle EU-arter. Vi vender senere tilbage til, hvilke områder det drejer sig om. I første omgang ser vi alene på dækningseffektiviteten af disse netværk, udtrykt ved den procentdel af arterne i hver af de tre kategorier, som findes inden for netværkene. Effektiviteten er beregnet på basis af alle arter i det fulde datasæt, dvs. også arter, som ikke findes i nogen af de 32 større sammenhængende naturområder. Dette betyder at den maksimalt opnåelige dækningsgrad af arterne er 97% for samtlige arter, 88% for truede arter og 97% for EU-arter.

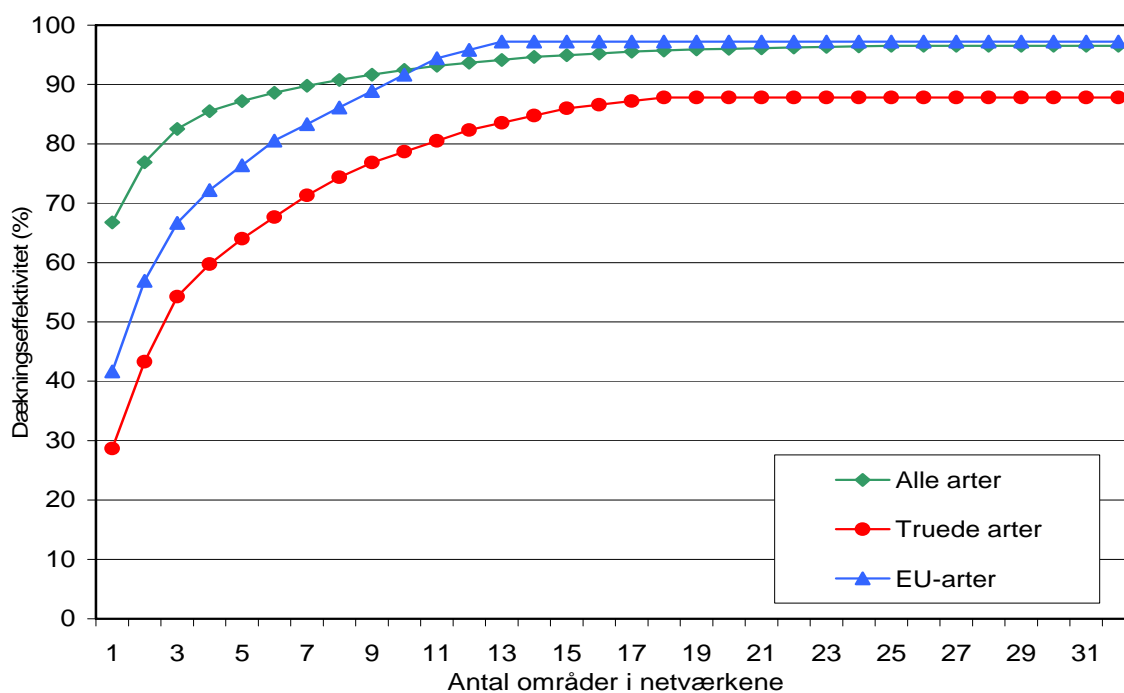
Ved optimal udpegning af 4-10 områder kan der opnås en dækning på 86-93% af alle arter (Figur 12). Med hensyn til dækningsgraden af alle arter vinder man ikke voldsomt meget ved at øge antallet af nationalparker. Optimeres der mht. de truede arter alene, opnås en bemærkelsesværdigt lavere procentvis dækningseffektivitet ved samme antal parker. Til gengæld er gevinsten ved udpegning af flere områder betydelig. Således dækker de fire bedste områder 59% af de truede arter, de syv bedste 71% og de 10 bedste 78%. Tilsvarende er der meget at vinde for EU-arternes vedkommende, idet effektiviteten stiger fra 72% til 92% ved at gå fra fire til 10 områder (Figur 12).

I sammenhæng med ovenstående analyser bør man være opmærksom på, at den samlede dækningseffektivitet i netværk af naturområder oftest følger et helt generelt mønster i takt med at flere og flere områder udpeges. Typisk vil forøgelsen i dækningseffektivitet for hvert ekstra område være stor i begyndelsen, men aftagende i takt med at flere områder udpeges. Dette mønster er illustreret i Figur 13. Figuren viser udviklingen i dækningseffektiviteten beregnet som i ovenstående scenarier men ved udpegning af helt op til alle 32 områder. Det er vigtigt at bemærke, at jo nærmere man kommer på 100% dækning af arterne, jo sværere – eller ”dyrere” i form af antal områder – er det at få dækket de resterende arter.

De tre beskrevne netværk bestående af hver syv områder udpeget med henblik på at dække flest mulige arter inden for hver kategori vil i resten af denne rapport blive anvendt som faste ”enheder” i en lang række sammenlignende analyser. For at undgå indbyrdes forveksling vil de blive omtalt med følgende faste betegnelser: ‘De syv bedste områder mht. alle arter’, ‘de syv bedste områder mht. truede arter’ og ‘de syv bedste områder mht. EU-arter’.



Figur 12. Dækningseffektiviteten i netværk af potentielle nationalparker målt som den andel af arterne i hver kategori, som repræsenteres ved udpegning af hhv. de fire, syv og 10 bedste områder.



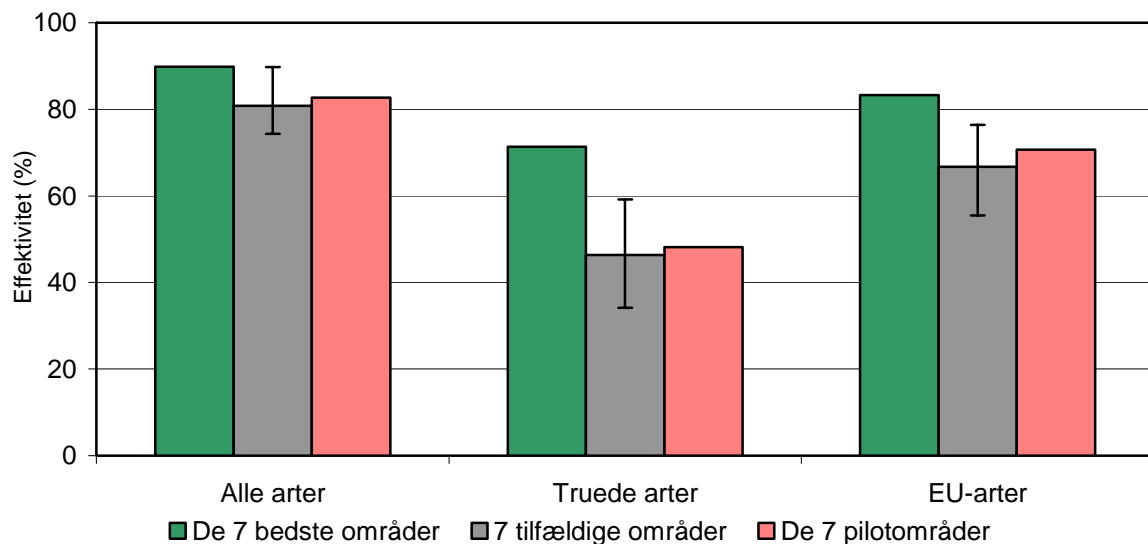
Figur 13. Dækningseffektivitet af arter i potentielle netværk af nationalparker bestående af op til 32 områder. Netværkene er udpeget således, at de ved ethvert antal områder dækker flest mulige af arter inden for de tre angivne kategorier. Effektiviteten er beregnet som andelen af arterne i de fulde datasæt inklusiv de arter, som ikke findes i nogen af de 32 større sammenhængende naturområder.

4.2.4 Hvor meget betyder placeringen af nationalparkerne?

For at belyse hvilken betydning placeringen af nationalparkerne har for dækningseffektiviteten, sammenligner vi i det følgende effektiviteten af de syv bedste områder mht. hver af de tre arts-kategorier, med effektiviteten af syv områder udpeget tilfældigt samt effektiviteten af de syv pilotområder.

'De syv bedste områder mht. alle arter' dækker 90% af arterne (Figur 14). Denne dæknings effektivitet er signifikant højere, end den man vil opnå ved tilfældig udpegning uden hensyn til det biologiske indhold. Således lå effektiviteten af syv tilfældigt udpegede områder (blandt de 32 større sammenhængende naturområder) i 950 ud af 1000 tilfælde imellem 76% og 86%. De syv pilotområder dækker 83% af arterne. Effektiviteten er dermed lavere end for 'de syv bedste områder mht. alle arter' og ligger ikke over det interval, som blev opnået ved tilfældig udpegning (Figur 14). Sammenligningerne viser, at det faktisk nytter at optimere udpegningen af områder, hvis formålet er dækning af flest mulige arter. Omvendt er variationen imellem de forskellige netværk relativt lille. Med 905 arter dækker de syv bedste områder således 66 arter flere end pilotområderne med 839 arter.

Forskellene er anderledes markante, når analysen baseres på de truede arter. Kun 48% af disse arter findes i de syv pilotområder. Dette er langt under de 71%, som findes i 'de syv bedste områder mht. truede arter'. Igen er dæknings effektiviteten for pilotområderne ikke bedre end den, der opnås ved tilfældig udpegning. Dette mønster gentager sig for EU-arterne. Effektiviteten af 'de syv bedste områder mht. EU-arter' er markant bedre end ved tilfældig udpegning og de 7 pilotområder, mens effektiviteten af pilotområderne ikke er bedre end ved tilfældig udpegning. Overordnet ligger den procentvise dækningsgrad for EU-arterne imellem resultaterne for alle arter og for truede arter.



Figur 14. Effektiviteten af forskellige nationalpark-netværk målt som andel af arter i hver kategori, som er repræsenteret. Resultaterne for tilfældig udpegning viser gennemsnittet og 95%-konfidensinterval for tilfældig udpegning af syv områder 1000 gange.

Det er et helt generelt biologisk fænomen, at antallet af arter alt andet lige stiger med arealet af et landområde (den såkaldte arts-areal kurve regnes af biologer for en af økologiens naturlove. Se f.eks Rosenweig 1995). Det samlede areal af eksempelvis 'de syv bedste områder mht. truede arter' er ca. 250.000 hektar og dermed betydeligt større end pilotområdernes samlede areal på ca. 160.000 ha. Man kan derfor foranlediges til at tro, at det større antal arter primært skyldes, at der udpeges et større areal. *Dette er imidlertid ikke tilfældet.* I det konkrete eksempel skyldes arealførøgelsen i forhold til de syv pilotområder nemlig langt overvejende, at Det Midtjyske Søhøjland på ca. 107.000 ha er blandt 'de syv bedste områder mht. truede arter'. Udelader man Søhøjlandet, er det samlede areal af de seks resterende områder næsten identisk med pilotområdernes og de dækker alligevel 68% af de truede arter (sammenlignet med pilotområdernes 48%).

At der ikke primært er tale om en arealeffekt understreges yderligere af analyser, som i stedet for de syv bedste områder udvælger de områder, der tilsammen er hjemsted for flest mulige arter inden for hver kategori, og som samtidig har et samlet areal, der ikke overstiger pilotområdernes. Dækningseffektiviteten i disse tre netværk, som alle består af ni (mindre) områder er næsten den samme – og i to tilfælde lidt bedre – end hvis, der ikke tages hensyn til arealet. Nærmere betegnet er den 89% i netværket optimeret mht. alle arter, 72% i netværket optimeret mht. truede arter og 86% i netværket optimeret mht. EU-arter. Dette skal sammenlignes med hhv. 90%, 71% og 83% i de syv bedste områder mht. hver artskategori.

Sammenligningerne imellem de syv pilotområder og de syv bedste områder skal ses i lyset af, at prioriteringerne alene baseres på terrestriske arter (og få ferskvandsrelaterede), mens to af pilotområderne er udpeget primært på grund af deres marine værdier (Læsø og Vadehavet). Som det fremgår af Tabel 5, bliver resultatet dog i store træk det samme ved sammenligning af de fem overvejende terrestriske pilotområder med de fem bedste områder mht. hver artskategori. Faktisk er den relative forskel imellem pilotområderne og de optimerede netværk for alle tre artskategorier en anelse større end ved analyserne med syv områder.

Tabel 5. Effektiviteten af netværkene med hhv. de fem bedste områder og de fem overvejende terrestriske pilotområder målt som den andel af arter i hver kategori, der er repræsenteret.

	Alle arter	Truede arter	EU-arter
”De fem bedste områder”	87%	64%	76%
De fem terrestriske pilotområder	80%	43%	64%

Kort opsummeret kan det på baggrund af de netop præsenterede resultater konkluderes, at antallet og ikke mindst placeringen af nationalparker har en markant betydning for dækningsgraden af truede arter og EU-arter. Dækningsgraden er for pilotprojekterne ikke bedre end den, der kan opnås ved tilfældig udpegning blandt 32 større sammenhængende naturområder

4.2.5 I hvor mange områder er arterne repræsenteret?

I det foregående har vi alene set på, hvor stor en del af arterne i de tre kategorier, som var repræsenteret mindst én gang i hvert netværk. Én geografisk repræsentation medfører imidlertid usikkerhed om overlevelsen af den enkelte art. Risikoen for en national uddøen af tilfældige årsager er høj for arter, som kun er repræsenteret ét sted, idet lokal uddøen så bliver lig med national uddøen. Dette gælder for naturlige og tilfældige risici, men også til en vis grad for menneskeskabte risici, selvom disse i princippet kan kontrolleres. Repræsentation af en art i kun ét område betyder nemlig, at fremtidige arealmæssige omprioriteringer kan få katastrofale følger for arten. En bevarelse af flere bestande af de danske arter vil derfor ikke alene øge arternes overlevelsesmuligheder, men også sikre en fremtidig fleksibilitet i arealudnyttelsen. Et relevant spørgsmål er derfor, hvor mange gange, eller rettere i hvor mange områder, den enkelte art er repræsenteret i hvert netværk.

Vi har søgt at besvare ovenstående spørgsmål ved at opgøre, hvor mange arter, der er repræsenteret hhv. én gang, to gange, tre gange samt 4-7 gange i hvert netværk. Det har vi gjort for pilotområderne og for de syv bedste områder med hensyn til hhv. alle arter, truede

arter og EU-arter. For at fuldende billedet, har vi også opgjort antallet af arter, som er repræsenteret "nul gange", dvs. slet ikke er repræsenteret i netværkene.

Resultaterne viser, at repræsentationen af arter helt generelt er bedre i de optimerede netværk sammenlignet med pilotområderne (Figur 15). De største forskelle ses for antallet af truede arter og EU-arter repræsenteret én gang, men generelt er antallet af arter repræsenteret hhv. to, tre eller flere gange også højest i de optimerede netværk, og i intet tilfælde er det markant lavere. Resultaterne betyder, at den væsentligt forøgede dækning af arter, som kan tilvejebringes ved optimering på basis af komplementaritet, *ikke* sker på bekostning af antallet af repræsentationer af de enkelte arter og dermed i graden af arternes beskyttelse.

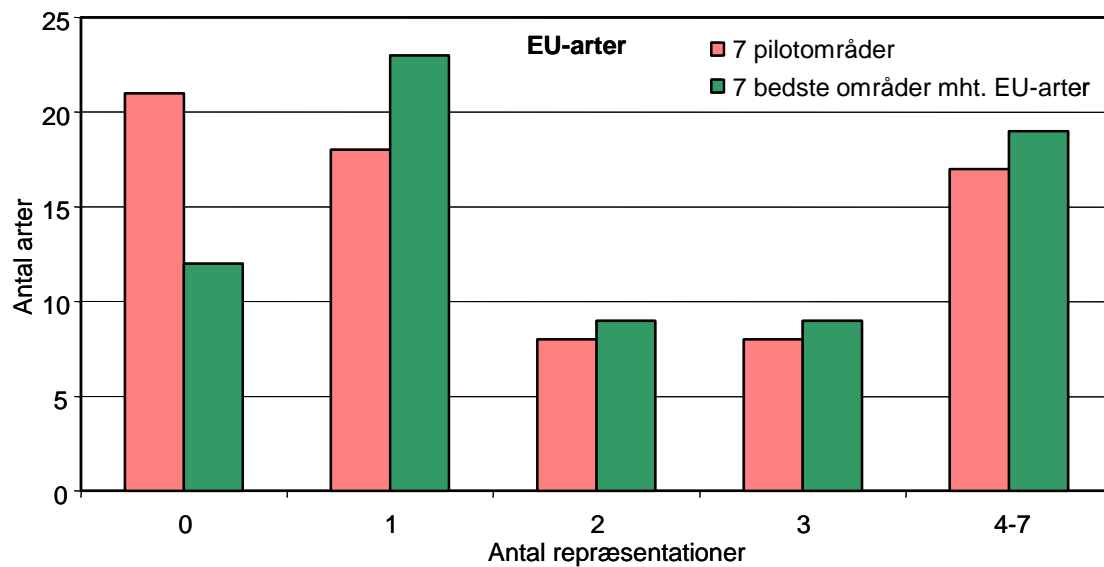
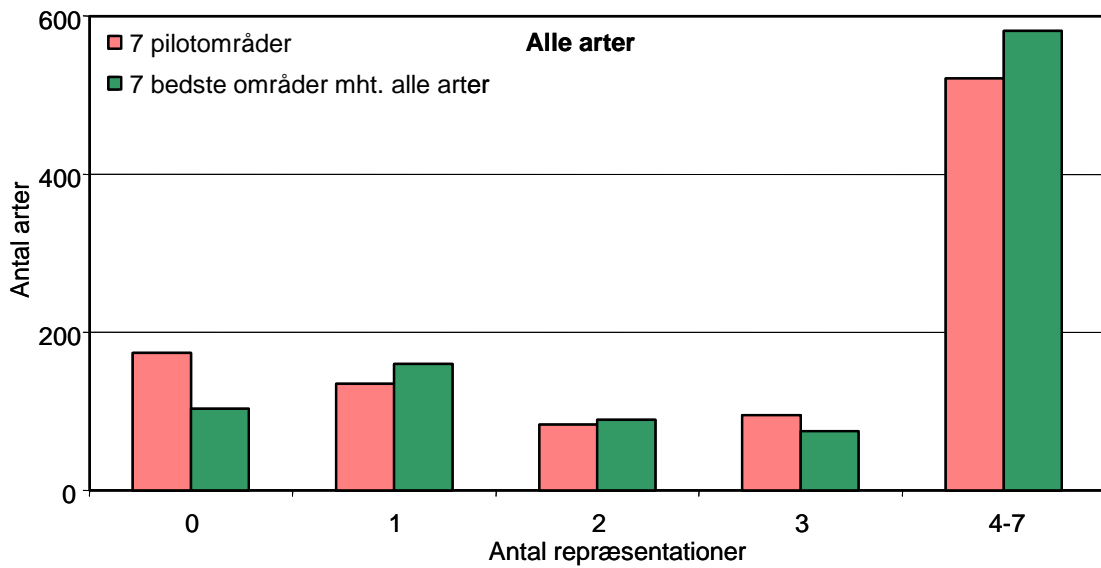
Resultaterne viser også, at der under alle omstændigheder vil være et temmelig stort antal arter, som kun er repræsenteret i én nationalpark. At dette antal er betydeligt højere i de optimerede netværk end i pilotområderne er alene et udtryk for, at de optimerede netværk dækker flere arter i det hele taget. Resultaterne er desuden udtryk for, at sammensætningen af arter varierer mere imellem områderne i de optimerede netværk end imellem de syv pilotområder. Dette fremgår også direkte af det faktum, at 'de syv bedste områder mht. truede arter' samlet set indeholder 48% flere truede arter end pilotområderne på trods af, at de enkelte områder i gennemsnit kun indeholder 24% flere truede arter. Resultaterne illustrerer hermed også den væsentligste pointe ved at anvende komplementaritetsprincippet, nemlig at udpege områder, der supplerer hinanden snarere end dublerer hinanden med hensyn til forekomsten af arter.

Hvis formålet med en nationalparksstrategi er, at områderne skal bidrage effektivt til en forvaltningsmæssig dækning af danske arter, og særligt de som er nationalt truede eller prioriteret af EU, så er det hensigtsmæssigt at udpege områder, der er mere forskellige fra hinanden (mht. arts-samfundene) end tilfældet er med de nuværende pilotområder.

Afslutningsvis skal det bemærkes, at der for nogle arter i et eventuelt netværk af nationalparker – også blandt de truede og blandt arter med en meget lille udbredelse – vil være forekomster i andre af de 32 større sammenhængende naturområder eller helt uden for disse. Disse forekomster kan potentielt være dækket af andre naturforvaltningsstrategier som eksempelvis §3-systemet og NATURA 2000-netværket (Habitatområder og EF-fuglebeskyttelsesområder). Antallet af repræsentationer af arter i det samlede naturforvaltningsnetværk efter etableringen af nationalparker vil derfor reelt være højere end vist ovenfor. For de aktuelle arter vil overlevelsesmulighederne dermed være større på længere sigt, under forudsætning af at de andre naturforvaltningsstrategier videreføres selv efter etableringen af nationalparker.

4.2.6 Hvilke områder dækker bedst arterne?

Efter de forudgående rent kvantitative betragtninger er det relevant at se på, hvilke områder analyserne udpeger som de vigtigste. Derfor præsenteres og diskuteres i det følgende en række potentielle kombinationer af områder, dels som alternativ til de syv pilotområder og dels som supplement til disse. I den forbindelse skal det understreges, at selvom alle analyserne bygger på princippet om komplementaritet, afhænger prioriteringen af områder helt af, hvilke data og kriterier, der benyttes i analyserne. Som det vil fremgå, varierer kombinationerne af områder og deres indbyrdes prioritering bl.a. alt efter, om analyserne baseres på samtlige arter, de truede arter alene eller EU-arterne. Vi vil desuden give en række eksempler på fleksibilitet i udpegningen af områder. Dette betyder også, at der ikke findes



Figur 15. Repræsentation af arter i potentielle netværk af nationalparker. Søjlerne viser antallet af arter, som er præsenteret hhv. 0, 1, 2, 3 og 4-7 gange i hvert af netværkene.

noget endegyldigt svar på, hvilke områder der er ”bedst for arterne”, endsige for biodiversiteten”. De følgende resultater skal derfor opfattes som en række illustrative eksempler, hvoraf der dog også kan udledes nogle generelle mønstre mht. hvilke områder, der er vigtige.

Tabel 6 viser i prioriteret rækkefølge, de områder der i kombination dækker flest mulige arter. Rækkefølgen er fundet ved maksimumanalyser for henholdsvis ét område, to områder, tre områder osv. op til 12 områder. Analyserne tilstræber at dække flest mulige arter ved ethvert antal områder. Områderne prioriteres på basis af den komplementære forekomst af arter, dvs. hvor mange ”nye” arter et givet område bidrager med i forhold til arterne i de allerede udpegede områder (dvs. dem som står højere i tabellen). Det er disse ”nye arter”, som forøger netværkets *samlede antal arter* og dermed dets *procentvise dæknings effektivitet*. I Tabel 6 er disse tre værdier angivet ud for hvert område. Områdernes individuelle rækkefølge kan teoretisk set variere fra analyse til analyse i takt med at antallet af områder øges. Dette er imidlertid ikke tilfældet med de aktuelle data. Derfor kan områderne uden videre præsenteres i tre prioriterede rækkefølger baseret på hhv. alle arter, alle truede arter og alle EU-arter.

Tabel 6. Prioriteret rækkefølge af områder ved udpegning af indtil 12 nationalparker i Danmark. De tre viste netværk er udpeget med henblik på maksimal dækning af hhv. alle arter, truede arter og EU-arter. Procentangivelsen refererer til andelen af det totale antal arter i hver kategori. Officielle pilotområder, er markeret med grå baggrund. Undersøgelsesområder er markeret med (u).

Nr	Alle arter (1008 ialt)		Nr	Truede arter (160 ialt)		Nr	EU-arter (72 ialt)	
	Antal arter nye	Kumuleret		Antal arter nye	Kumuleret		Område	Antal arter nye
1	København	673 673 (67%)	1	København	45 45 (28%)	1	København	30 30 (42%)
2	Bornholm	102 775 (77%)	2	Bornholm	24 69 (43%)	2	Bornholm	11 41 (57%)
3	Søhøjlandet	57 832 (83%)	3	Skagen	17 86 (54%)	3	Vadehavet* ¹	7 48 (67%)
4	Skagen	30 862 (86%)	4	Søhøjlandet	9 95 (59%)	4	Skjern Å (u)	4 52 (72%)
5	Hanherred	17 879 (87%)	5	Roskilde/Lejre (u)	7 102 (64%)	5	Møn	3 55 (76%)
6	Sydfynske Øhav	14 893 (89%)	6	Møn	6 108 (68%)	6	Sydfynske Øhav	3 58 (81%)
7	Vejle Å	12 905 (90%)	7	Skjern Å (u)	6 114 (71%)	7	Thy	2 60 (83%)
8	Vadehavet	10 915 (91%)	8	Sydfynske Øhav	4 118 (74%)	8	Skagen	2 62 (86%)
9	Møn	9 924 (92%)	9	Rold Skov	4 122 (76%)	9	Rold Skov	2 64 (89%)
10	Skjern Å (u)	8 932 (92%)	10	Thy	3 125 (78%)	10	Midtjyl./ Karup Å	2 66 (92%)
11	Roskilde/Lejre (u)	7 939 (93%)	11	Vadehavet	3 128 (80%)	11	Tystrup / Suså* ²	2 68 (94%)
12	Rold Skov	5 944 (94%)	12	Vejle Å	3 131 (82%)	12	Lille vildmose	1 69 (96%)

*1) Vadehavet kan erstattes af Kallesmærsk Hede/Varde Å uden tab af effektivitet.

*2) Tystrup-Bavelse/Suså kan erstattes af Smålandsfarvandet uden tab af effektivitet.

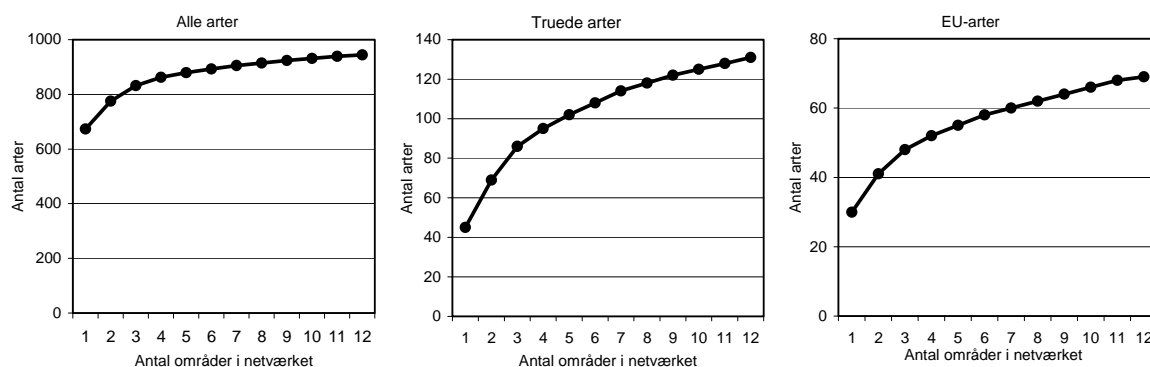
I de udpegede netværk af naturområder bidrager Københavns Omegn med flest arter efterfulgt af Bornholm. Det gælder for både alle arter, de truede arter og for EU-arterne (Tabel 6). Betragter vi alene prioriteringen baseret på alle arter følger herefter Det Midtjyske Søhøjland og Skagen. Ingen af de eksisterende pilotområder er blandt de syv højst prioriterede områder, men Vadehavet og Møn prioriteres dog som nr. otte og ni. I prioriteringen baseret på truede arter ligger Skagen og Det Midtjyske Søhøjland også efter Københavns Omegn og Bornholm, men her i omvendt rækkefølge. Som nr. seks ligger pilotområdet Møn. Undersøgelsesområderne Roskilde/Lejre og Skjern Å ligger også i top-7. Hvis der prioriteres ud fra EU-arterne, ligger pilotområdet Vadehavet nr. tre, og herudover er pilotområderne Møn og Thy samt undersøgelsesområdet Skjern Å blandt de syv højst prioriterede områder.

Fleksibilitet og alternative netværk

Vi har tidligere omtalt, at prioriteringen af områder ud fra komplementaritetsprincippet kan være fleksibel. I nogle tilfælde betegnes et flere af de udpegede områder som ”fuldt fleksible”, hvilket betyder, at områderne kan erstattes med andre (specifikke) områder, uden at det samlede antal arter i netværket reduceres. Dette er tilfældet for nogle af områderne i de beskrevne netværk udpeget på basis af EU-arter (Tabel 6). Konkret betyder fleksibiliteten, at Vadehavet kan erstattes af Kallesmærsk Hede/Varde Å, og at Tystrup-Bavelse/Suså kan erstattes af Smålandsfarvandet, uden at dæknings effektiviteten reduceres.

I modsætning hertil er prioriteringerne baseret på samtlige arter eller på de truede arter i princippet ikke fleksible. Det betyder, at udskiftning af ethvert område i disse netværk med et andet vil resultere i en nedgang i det samlede antal arter. Her er det imidlertid vigtigt at bemærke, at der sagtens kan findes en række alternative kombinationer, hvor effektiviteten kun er marginalt lavere end de viste. Dette forhold uddybes i det følgende.

Som allerede beskrevet prioriteres områderne på grundlag af deres komplementære artsrigdom, dvs. efter hvor mange ”nye arter” hvert område bidrager med i forhold til de allerede udpegede områder. De hidtidige resultater viser tydeligt, at de højt prioriterede områder bidrager med mange ”nye” arter og de lavt prioriterede med få ”nye” arter (Tabel 6). Betragter man f.eks. netværket baseret på truede arter bidrager Bornholm som det andet område med 24 ”nye” arter. Skjern Å bidrager som det syvende område med seks ”nye” arter mens de tre lavest prioriterede områder bidrager med kun tre ”nye” arter hver. Dette mønster er, jvf. afsnittet om antallet af nationalparker, udtryk for et helt generelt fænomen og gør sig gældende for alle de beskrevne netværk. Mønsteret er illustreret i Figur 16, som viser forøgelsen i artsrigdom i takt med, at områderne tilføjes i netværkene fra Tabel 6.



Figur 16 Kurver over den samlede artsrigdom i potentielle netværk af nationalparker med 1-12 områder. Netværkene er optimeret med henblik på at dække flest mulige arter inden for hver af de tre angivne kategorier (Data fra Tabel 6).

Det, at stigningen i den samlede dæknings effektivitet er beskeden for områderne prioriteret lavest i tabellen, betyder, at de lavest prioriterede områder i netværkene i praksis kan udskiftes med andre områder med en beskeden nedgang i det samlede antal arter til følge. Dette kan betegnes som en *de facto* fleksibilitet, som kan ”købes” relativt billigt i form af relativt få ”mistede” arter. Hertil skal det dog endnu engang bemærkes, at analysen kun omfatter ca. 1000 ud af Danmarks anslåede 30.000 arter. Det betyder, at antallet af ”nye” arter for hvert område formentlig er mange gange højere end de viste tal. Dette samme gælder naturligvis ”omkostningen” ved ikke at udpege de prioriterede områder.

Københavns Omegn

I de netop beskrevne analyser får Københavns Omegn førsteprioritet, hvad enten der prioriteres på basis af samtlige arter, truede arter eller EU-arter. Vi vil i det følgende diskutere betydningen af dette område og med udgangspunkt i dette også demonstrere yderligere fleksibilitet i prioriteringen af områder.

Det fremgik allerede i den indledende beskrivelse af data, at naturområderne omkring København rummer relativt meget af den danske biodiversitet. Københavns Omegn er det af de 32 områder, der har højst artsrigdom i det hele taget (673 arter) såvel som flest truede arter (45) og EU-arter (30). Københavns Omegn er dog på mange måder atypisk og kan synes uegnet som nationalpark, bl.a. fordi man af praktiske og politiske årsager nok vil tøve med at lægge for mange bindinger på det samlede område. Desuden harmonerer det dårligt med de generelle forestillinger, at der er så meget tæt bymæssige bebyggelse imellem de enkelte lokaliteter. Det betyder bl.a., at alle naturområderne ikke vil kunne bindes sammen til et samlet hele.

For at belyse konsekvenserne ved ikke at udpege Københavns Omegn har vi udført analyser svarende til de ovenfor beskrevne med den ene forskel, at Københavns Omegn er udeladt. Det generelle mønster i resultaterne er det samme (Tabel 7). Den ene af to væsentlige forskelle er dog, at Nordsjælland nu prioriteres højst af alle områder med hensyn til dækning af alle arter. Det skal tolkes sådan, at en stor del af arterne i Nordsjælland (især de almindelige) er de samme som i Københavns Omegn. Den anden forskel er, at vadehavet nu generelt prioriteres højere. Dette sker for at "erstatte" arter, som i de tidligere analyser blev repræsenteret i kraft af Saltholm og Vestamager, der indgår i Københavns Omegn.

Tabel 7. Prioriteret rækkefølge af områder ved udpegning af indtil 12 nationalparker i Danmark hvis Københavns Omegn udelades af analyserne. De tre viste netværk er udpeget med henblik på maksimal dækning af hhv. alle arter, truede arter og EU-arter. Procentangivelsen refererer til andelen af det totale antal arter i hver kategori. Officielle pilotområder er markeret med grå baggrund. Undersøgelingsområder er markeret med (u).

Nr Område	Alle arter (1008 ialt)		Nr Område	Truede arter (160 ialt)		Nr Område	EU-arter (72 ialt)	
	Nye	Kumuleret		Nye	Kumuleret		Nye	Kumuleret
1 Nordsjælland	633	663 (66%)	1 Bornholm	44	44 (28%)	1 Bornholm	28	28 (39%)
2 Bornholm	87	750 (74%)	2 Skagen	21	65 (41%)	2 Vadehavet*1	16	44 (61%)
3 Vadehavet	59	809 (80%)	3 Roskilde / Lejre (u)	13	78 (49%)	3 Skjern Å (u)	5	49 (68%)
4 Søhøjlandet	36	845 (84%)	4 Søhøjlandet	10	88 (55%)	4 Sydfynske Øhav	4	53 (74%)
5 Sydf. Øhav	20	865 (86%)	5 Vadehavet	7	95 (59%)	5 Møn	3	56 (78%)
6 Møn	15	880 (87%)	6 Møn	7	102 (64%)	6 Thy	2	58 (81%)
7 Skagen	13	893 (89%)	7 Skjern Å (u)	6	108 (68%)	7 Skagen	2	60 (83%)
8 Vejle Å	11	904 (90%)	8 Sydfynske Øhav	4	112 (70%)	8 Rold Skov	2	62 (86%)
9 Hanherred	8	912 (90%)	9 Rold Skov	4	116 (73%)	9 Midtjyl./ Karup Å	2	64 (89%)
10 Skjern Å (u)	8	920 (91%)	10 Thy	3	119 (74%)	10 Tystrup / Suså*2	2	66 (92%)
11 Roskilde/Lejre (u)	8	928 (92%)	11 Nordsjælland	3	122 (76%)	11 Lille Vildmose	1	67 (93%)
12 Svanninge Bak.	6	934 (93%)	12 Vejle Å	3	125 (78%)	12 Nordsjælland*3	1	68 (94%)

*1) Vadehavet kan erstattes af Kallesmærsk Hede/Varde Å uden tab af effektivitet.

*2) Tystrup-Bavelse/Suså kan erstattes af Smålandsfarvandet uden tab af effektivitet.

*3) Nordsjælland kan erstattes af Hanherred/Vejlerne uden tab af effektivitet.

Udelukkelsen af København medfører en forringelse af dækningseffektiviteten i netværkene prioriteret med hensyn til samtlige arter og truede arter. Forringelsen er dog relativt beskeden, idet effektiviteten af de syv højst prioriterede områder tilsammen er 89% for samt-

lige arter og 68% for truede arter til forskel fra hhv. 90% og 71% hvis Københavns Omegn medtages. Effektiviteten er uændret 83% for EU-arter. Vi ser således, at selv det højst prioriterede område i dette tilfælde kan erstattes af andre uden drastiske konsekvenser for netværkenes samlede repræsentation af arter. Omvendt kan vi dog også slå fast, at udelukkelse af København koster en nedgang på seks truede arter. Dette skyldes, at der i Københavns Omegn findes seks truede arter (og fire ikke-truede), som ikke findes i andre områder.

Det skal understreges, at det på trods af København Omegns høje artsrigdom (673 arter), i overensstemmelse med komplementaritetsprincippet er netop de 10 arter, som ikke findes andre steder, der er hovedårsag til at området prioriteres højt i vores analyser. Tilsvarende prioriteres Bornholm højt, fordi 17 arter (heraf ni truede) af områdets i alt 594 arter ikke findes andre steder. Et andet godt eksempel på dette forhold er Roskilde/Lejre, der med i alt 494 arter ligger midt i feltet af de 32 områder, men som alligevel prioriteres højt, fordi der er fire truede arter, som ikke findes andre steder. I modsætning til dette står Nordsjælland, der med den næsthøjeste artsrigdom har 663 arter, men heraf kun to, som ikke findes andre steder. Dette er årsagen til, at området ikke prioriteres højt, når Københavns Omegn er blandt valgmulighederne, og heller ikke prioriteres særligt højt som erstatning for Københavns Omegn i 'de syv bedste områder mht. truede arter'. Tilsvarende kan nævnes Mols, som på trods af den femte højeste artsrigdom (569 arter) ikke prioriteres blandt de 12 højeste i nogen af de viste netværk, fordi kun tre af arterne (heraf to truede) alene findes på Mols

Afslutningsvis skal det understreges, at uanset om Københavns Omegn udpeges som nationalpark eller ej, så er en fornuftig forvaltning af naturområderne omkring København væsentlig for forvaltningen af danske arter.

Prioritering baseret på både arter og areal

Som tidligere nævnt har vi udført analyser, som udpeger de områder, der tilsammen dækker flest mulige arter og har et samlet areal, der ikke overstiger de syv pilotområders. Konkret er analyserne udført som maksimumanalyser for hver af de tre artskategorier med areal som optimeringsvariabel og maksimalt samlet areal på 156.500 ha. Tabel 8 viser hvilke områder, der blev udpeget i disse analyser. Blandt de "nye" (mindre) områder, som prioriteres højere end i de foregående analyser (der ikke tog hensyn til areal, men alene til antallet af områder) kan særligt nævnes Tystrup-Bavelse/Suså, Jægerspris Nordskov, Rold Skov, Svanninge Bakker og Lille Vildmose.

Som også beskrevet tidligere ligger disse netværk med hensyn til dækningseffektivitet tæt på de syv bedste områder mht. hver af de tre artskategorier (vist i Tabel 6). Analyserne demonstrerer derfor også yderligere fleksibilitet inden for den overordnede målsætning at repræsentere flest mulige arter. Analyserne viser således, at de netop nævnte områder også kan bidrage substantielt til dækningen af arter i et netværk af nationalparker. De kan derfor jvf. den tidligere diskussion af fleksibilitet betragtes som gode alternativer til nogle af de lavt prioriterede områder i netværkene med "de syv bedste områder", hvis andre forhold taler for en sådan prioritering.

Tabel 8. Tre potentielle netværk af nationalparker udvalgt således, at de tilsammen dækker flest mulige arter inden for de tre viste kategorier og har et samlet areal som ikke overstiger de syv pilotområders. Procentangivelsen refererer til andelen af det totale antal arter i hver kategori. Officielle pilotområder er markeret med grå baggrund. Undersøgelserområder er markeret med (u).

Alle arter (1008 ialt)			Truede arter (160 ialt)			EU-arter (72 ialt)		
Nr Område	Antal arter		Nr Område	Antal arter		Nr Område	Antal arter	
	Nye	Kumuleret		Nye	Kumuleret		Nye	Kumuleret
1 Købehavn	673	673 (67%)	1 Købehavn	45	45 (28%)	1 Vadehavet	28	28 (39%)
2 Bornholm	102	775 (77%)	2 Bornholm	24	69 (43%)	2 Bornholm	16	44 (61%)
3 Skagen	48	823 (82%)	3 Skagen	17	86 (54%)	3 Skjern Å (u)	5	49 (68%)
4 Vejle Å	29	852 (85%)	4 Skjern Å (u)	9	96 (59%)	4 Tystrup-B./Suså (u)	3	52 (72%)
5 Tystrup-B./Suså (u)	15	867 (86%)	5 Møn	6	101 (63%)	5 Møn	3	55 (76%)
6 Skjern Å (u)	15	882 (88%)	6 Rold Skov	5	106 (66%)	6 Thy	2	57 (79%)
7 Møn	12	894 (89%)	7 Svanninge Bakker	5	111 (69%)	7 Skagen	2	59 (82%)
8 Jærgerspris	4	898 (89%)	8 Tystrup-B./Suså (u)	3	114 (71%)	8 Rold skov	2	61 (85%)
9 Lille Vildmose	3	901 (89%)	9 Jærgerspris	1	115 (72%)	9 Lille vildmose	1	62 (86%)

4.2.7 Hvilke områder supplerer bedst pilotområderne?

Af de syv pilotområder (Læsø, Thy, Lille Vildmose, Mols, Vadehavet, Nordsjælland og Møn) blev alle på nær Læsø og Vadehavet, anbefalet af Wilhjelmudvalget allerede i 2001 (Wilhjelmudvalget 2001a). Konkrete projekter i områderne er i fuld gang og afsluttes i 2005. Det er derfor nærliggende at antage, at de syv pilotområder alt andet lige vil blive prioriteret i forbindelse med en faktuel udpegning af nationalparker i Danmark. Et relevant spørgsmål er derfor, hvilke områder der bør prioriteres højest som eventuelt supplement til de syv pilotområder. Med dette formål har vi ved brug af maksimumanalyse fundet de områder, der bidrager med flest "nye" arter ved udpegning af henholdsvis ét, to, tre, fire og fem områder udover pilotområderne. Områderne er vist i prioriteret rækkefølge i Tabel 9.

Tabel 9. Prioriteret rækkefølge af områder ved udpegning af indtil fem nationalparker ud over de syv pilotprojekter. De tre viste netværk er udpeget med henblik på maksimal dækning af hhv. alle arter, truede arter og EU-arter. Procentangivelsen refererer til andelen af det totale antal arter i hver kategori. Undersøgelserområder er markeret med (u).

Alle arter (1008 ialt)			Truede arter (160 ialt)			EU-arter (72 ialt)		
Nr Område	Antal arter		Nr Område	Antal arter		Nr Område	Antal arter	
	Nye	Kumuleret		Nye	Kumuleret		Nye	Kumuleret
(7) Pilotområder	834	(83%)	(7) Pilotområder	77	(48%)	(7) Pilotområder	51	(71%)
+1 Bornholm	32	866 (86%)	+1 Bornholm	15	92 (58%)	+1 København	4	55 (76%)
+2 Søhøjlandet	26	892 (88%)	+2 København	12	104 (65%)	+2 Bornholm	3	58 (81%)
+3 København	22	914 (91%)	+3 Søhøjlandet	7	111 (69%)	+3 Midtjyske Heder	3	61 (85%)
+4 Vejle Å	9	923 (92%)	+4 Roskilde/Lejre (u)	7	118 (74%)	+4 Skagen	2	63 (88%)
+5 Skagen	8	931 (92%)	+5 Skjern Å (u)	5	123 (77%)	+5 Rold Skov	2	65 (90%)

Ikke overraskende genfinder vi flere af de højt prioriterede områder fra de foregående analyser (som ikke havde antagelsen om, at de syv pilotområder vil blive valgt først). Det kan dog bemærkes, at Bornholm i modsætning til de tidligere analyser her prioriteres over Københavns Omegn med hensyn til samtlige arter såvel som til truede arter. Dette skyldes, at Nordsjælland er blandt pilotområderne, og at dette område som nævnt er hjemsted for mange af de samme arter som Københavns Omegn. Omvendt er det værd at bemærke, at Københavns Omegn faktisk prioriteres, som supplement til pilotområderne, selvom Nord-

sjælland er blandt disse. Dette viser, at en nationalpark i Nordsjælland ikke fuldt ud vil kunne dække de truede arter, som findes i København Omegn. Det kan også bemærkes, at undersøgelsesområderne Roskilde/Lejre og Skjern Å er blandt de prioriterede områder med hensyn til truede arter. Med hensyn til EU-arterne prioriteres De Midtjyske Heder ganske højt som supplement til pilotområderne (Tabel 9). Dette område har ikke været prioriteret i nogle af de hidtidige netværk. Til gengæld er områderne Skjern Å og Det Sydfynske Øhav mindre vigtige, hvis pilotområderne udpeges.

For at nå samme dæknings effektivitet som i de beskrevne netværk med de syv bedste områder skal der som minimum udpeges tre områder som supplement til pilotområderne. Dette gælder for alle arter såvel som for truede arter og EU-arter.

Opsummering af områdernes vigtighed

Hovedlinierne i de beskrevne prioriteringer af områder er, at disse varierer med målsætningen for de konkrete analyser. Københavns Omegn og Bornholm er dog gennemgående højt prioriterede og bidrager hver især med mange (forskellige) arter. Af stor vigtighed er også Det Midtjyske Søhøjland, Skagen, Det Sydfynske Øhav, Skjern Å, Roskilde/Lejre og de to pilotområder Vadehavet og Møn, samt i nogen grad, Nordsjælland, Thy, Rold Skov, Vejle Å/Grejsdalen, Hanherred/Vejlerne samt Tystrup-Bavelse/Suså.

Konsekvenserne af de beskrevne muligheder for fleksibilitet er bl.a., at der i et netværk af nationalparker kan opnås en rimelig god dækning af Danmarks dyre- og plantearter, hvis de 4-5 vigtigste områder er iblandt. Hvis eksempelvis hensynet til truede arter vægtes højt bør i hvert fald Københavns Omegn, Bornholm, Skagen og Det Midtjyske Søhøjland prioriteres. Jo flere af de vigtige områder der udpeges, jo mere fleksibilitet er der i udpegningen af de resterende områder. Placeringen af de resterende områder vil også være af betydning for, hvor mange arter der dækkes, men man kan i højere grad lægge andre biologiske eller ikke-biologiske kriterier til grund for udpegningen af disse. Det skal dog understreges, at det især med henblik på truede arter og EU-arter, er vigtigt at antallet af nationalparker bliver så højt som muligt, hvis nationalparkerne skal være et redskab til forvaltning af denne type arter. Flexibiliteten betyder tillige, at mange forskellige kombinationer af potentielle nationalparker dækker betydeligt flere truede arter og/eller EU-arter end de syv pilotområder inden for et tilsvarende antal områder eller areal.

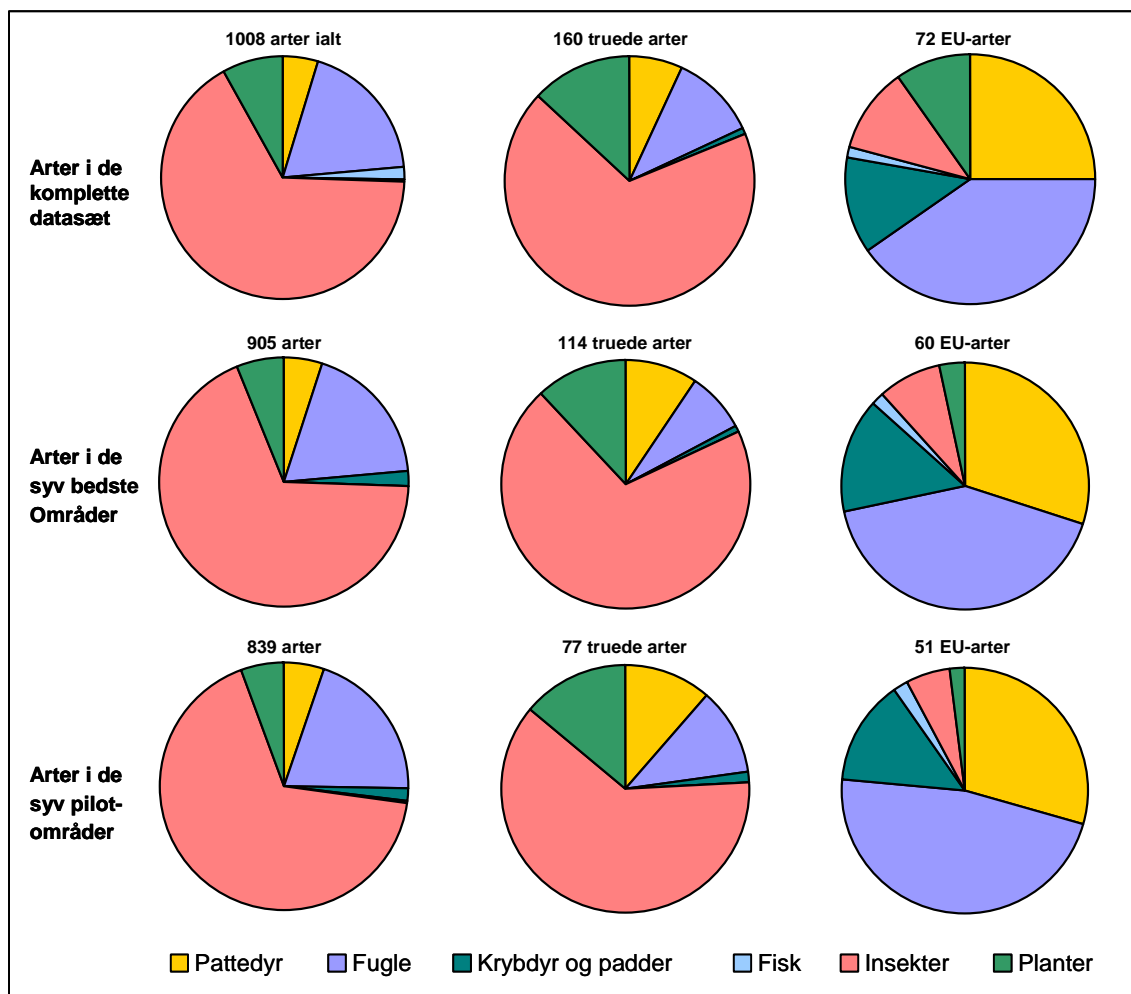
Til sidst skal det bemærkes, at pilotområderne Mols og Læsø ikke er blevet prioriteret i nogen af de udførte analyser. Hvad Mols angår skyldes dette, som allerede nævnt, bestemt ikke, at området er fattigt på arter (se Figur 7 på side 38), men derimod at kun tre af områdets arter ikke findes andre steder. Hvad Læsø angår, skal man være opmærksom på, at væsentligste formål med pilotprojektet i dette område, er at undersøge mulighederne for udlægning af en marin nationalpark. I de gennemførte analyser prioriteres områderne imidlertid alene på grundlag af landlevende og relativt få ferskvandstilknyttede arter. Læsøs placering i de viste prioriteringer kan derfor ikke vurderes på lige fod med de andre områder. Dette samme gælder også til en vis grad Vadehavet, Det Sydfynske Øhav og Smålandsfarvandet.

4.2.8 Hvilke arter findes i de forskellige netværk?

Placeringen af nationalparker vil ikke alene have betydning for, hvor mange arter der repræsenteres, men også hvilke arter. Det er derfor relevant at se på sammensætningen af arter i de forskellige potentielle netværk af nationalparker. Spørgsmålet er bl.a., om de er

repræsentative for de danske arter eller om nogen artsgrupper relativt set bliver mindre godt repræsenteret end andre.

Dette forhold er illustreret på Figur 17, der viser arternes fordeling på systematiske hovedgrupper i hhv. 'de syv bedste områder mht. alle arter', 'de syv bedste områder mht. truede arter', 'de syv bedste områder mht. EU-arter' og de syv pilotområder samt den tilsvarende fordeling i de tre bagvedliggende datasæt. Det viser sig, at artsfordelingen i alle de viste netværk i store træk afspejler fordelingen i de bagvedliggende data. Der sker altså ikke nogen væsentlig skævvridning i forhold til den nationale artssammensætning ved udpegnin-gen af disse netværk. Det kan dog bemærkes, at der blandt EU-arterne repræsenteret i pi-lotområderne er en forholdsmæssig høj andel af fugle og pattedyr modsvaret af en for-holdsmæssig ringe andel af planter og insekter. Tilsvarende er der for truede arter i pilot-områderne flere pattedyr og færre insekter.

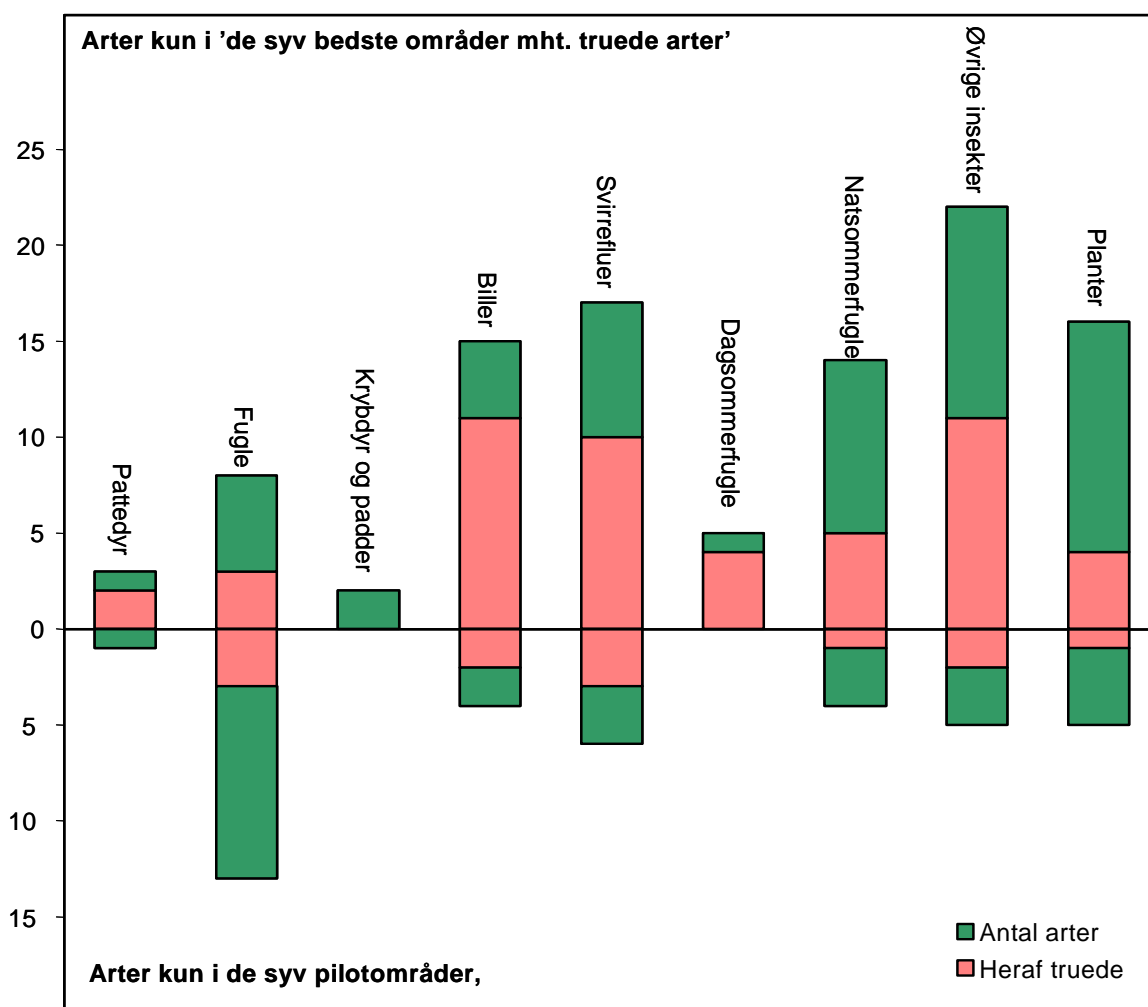


Figur 17. Arternes fordeling på systematiske hovedgrupper i undersøgelsens datasæt for hhv. alle arter, truede arter og EU-arter samt i de syv bedsteområder mht. hver af de tre arts-kategorier (fra Tabel 6) samt i de syv pilotområder.

De hidtil præsenterede data har vist, at netværker med 'de syv bedste områder mht. truede arter' indeholder 37 truede arter flere end pilotområderne. Disse data dækker i virkelighe-den over, at der er 49 truede arter i 'de syv bedste områder mht. truede arter', som ikke er i pilotområderne, idet der omvendt er 12 truede arter, som kun findes i pilotområderne. Det-te er et illustrativt eksempel på kompleksiteten ved udpegning af gode områder med hen-

blik på beskyttelse af arter. Man kan optimere et netværk, så det dækker væsentligt flere arter end andre netværk, men med mindre samtlige arter er dækket, vil nogle arter typisk også glide ud. Af denne årsag vil sammensætningen af arter variere imellem alle de forskellige netværk beskrevet i det foregående. På grund af kompleksiteten og den meget store informationsmængde, der ligger i selve artsindholdet i netværkene, vil vi her som eksempel alene fokusere på konsekvenserne for artssammensætningen ved en udpegning af netop 'de syv bedste områder mht. truede arter' (fra Tabel 6) som alternativ til de syv pilotområder. Gennemgangen tager udgangspunkt i alle arter i de to netværk, ikke kun de truede. Det er derfor meget vigtigt at være opmærksom på, at forekomsten af ikke truede arter i gennemgangen også refererer til 'de syv bedste områder mht. truede arter' og ikke 'de syv bedste områder mht. alle arter'.

Figur 18 Figur 18 viser fordelingen på hovedgrupper af arter, som kun findes i ét af de to nævnte netværk, mens der i Tabel 10 findes en mere detaljeret sammenligning. Det skal bemærkes, at der i denne tabel og i gennemgangen i øvrigt benyttes danske artsnavne. Tabellen er gengivet i Bilag 2 med angivelse af både danske og videnskabelige artsnavne.



Figur 18. Fordelingen på hovedgrupper af arter, som kun findes i enten 'de syv bedste områder mht. truede arter' eller i de syv pilotområder.

Tabel 10. Sammenligning af arterne i hhv. de syv pilotområder og 'de syv bedste områder mht. truede arter'. Truede arter er markeret med gråt. Pilotområderne er: Læsø, Thy, Lille Vildmose, Mols, Vadehavet, Nordsjælland og Møn. 'De syv bedste områder mht. truede arter' er: Københavns Omegn, Bornholm, Skagen, Det midtjyske Søhøjland, Roskilde Lejre, Møn og Skjern Å.

Arter som ikke er med i nogen af de to netværk	Arter som kun findes i pilotområderne	Arter som findes i begge netværk	Arter som kun findes i 'de syv bedste omr. mht. truede arter'
PATTEDYR			
Brandmus	Birkemus	Brunflagermus Langøret flagermus Troidflagermus Frynseflagermus Brandts flagermus Vandflagermus Damflagermus Odder Gråsæl + 34 ikke truede arter	Skægflagermus Hasselmus Bechsteins Flagermus
FUGLE			
Hvid Stork Kirkeugle Toplærke Drosselrørsanger Høgesanger Pirrol Mallemuk Sangsvane Dværgmåge Lomvie Turteldue Vandstær Gulirisk	Hvidbrøstet præstekrave Hjejle Sortterne Havørn Hedeheg Kongeørn Ride Tejst Skærpiber Blåhals Sortstrubet bynkefugl Savisanger Fyrremejse	Engsnarre Almindelig ryle Brushane Stenvender Mosehornugle Karmindompap + 149 ikke truede arter	Skestork Vendehals Markpiper Bramgås Lærkefalk Sorthovedet måge Alk Stor tornskade
KRYBDYR OG PADDER			
Bjergsalamander Klokkefrø		Grøn Frø + 14 ikke truede arter	Løvfrø Latterfrø
FISK			
Snæbel			
DAGSOMMERFUGLE			
Fransk bredpande Rødlig perlemorsommerfugl Sortpletet bredpande Sort ildfugl		Skovperlemorsommerfugl Markperlemorsommerfugl Moseperlemorsommerfugl Kejserkåbe Sortpletet blåfugl + 47 ikke truede arter	Enghvidvinge Kirsebærtakvinge Hedepletvinge Sortbrun blåfugl Brun pletvinge
ANDRE INSEKTER			
8 truede arter 32 ikke truede arter	8 truede arter 11 ikke truede arter	36 truede arter 490 ikke truede arter	36 truede arter 32 ikke truede arter
ORKIDEER			
Fruesko Hvid sækspore Langakset trådspore Hvidgul gøgeurt Bakke-gøgeurt Flueblomst Langsporet gøgelilje Maj-gøgeurt	Mygblomst Purpur-gøgeurt	Rød skovlilje Storblomstret hullæbe Rød hullæbe Bakke-Gøgelilje Hylde-gøgeurt Horndrager Pukkellæbe + 20 ikke truede arter	Sværd-skovlilje Knælæbe Prikklæbet gøgeurt Vendsyssel-gøgeurt
ANDRE KARPLANTER			
Enkelt Månerude Vårkobjælde Tangurt Gul stenbræk Rundbælg Strandskjaller Klitøjentrøst Kærfnokurt Baltisk svingel	Strandrødtop	Pilledrager Engensian Nordisk øjentrøst Kratsnerre Klitstar Fin bunke	Vandranke Blegblå anemone Øresundshønsetarm Lav hindebæger Melet kodriver Lyngvikke Flodklaseskærm Fjerknopurt Gul iris
LAV, MOS og ULVEFOD			
Pertusaria inopinata (en lav) Blank seglmos Flad Ulvefod	Grøn Buxbaumia (en mos) Cypresulvefod	4 arter af ulvefod	Arthonia lignariella (en lav) Micarea curvata (en lav) Rinodina orculariopsis (en lav)

Ser man alene på antallet af arter, profiterer insekterne mest ved en optimering af netværket i forhold til pilotområderne (Figur 18). Blandt de tilkomne arter kan nævnes dagsommerfuglene enghvidvinge, kirsebærtakvinge, hedepletvinge, og sortbrun blåfugl samt billen eremit (Der opnås også en væsentligt større dækning af både truede og ikke truede planter. Blandt andet kommer de truede orkideer knælæbe, prikbladet gøgeurt og sværdskovlilje med i 'de syv bedste områder mht. truede arter', mens mygblomst dog omvendt kun er i pilotområderne. Også pattedyrene er bedre repræsenteret i 'de syv bedste områder mht. truede arter', idet de truede arter skægflagermus og hasselmus samt den ikke-truede (men meget sporadisk forekommende) Bechsteins flagermus kommer med, mens kun den ikke-truede birkemus glider ud.

Anderledes ser det ud med fuglene. Godt nok kommer der tre "nye" truede arter med i 'de syv bedste områder mht. truede arter' (skestork, vendehals og markpiper), men omvendt er der tre arter fra pilotområderne, som glider ud (hjejle, sortterne og hvidbrystet præstekrave). Fuglene er desuden den eneste gruppe, hvoraf der samlet set er færre arter i 'de syv bedste områder mht. truede arter' end i pilotområderne, idet otte "nye" arter kommer med, mens 13 glider ud. Blandt de (ikke-truede) arter, som glider ud, er så spektakulære arter som kongeørn, havørn og hedeøg, mens lærkefalk kommer med ved optimeringen. Til slut kan det nævnes at seks truede fuglearter ikke findes i nogen af de to netværk, det drejer sig om hvid stork, kirkeugle, toplærke, drosselrørsanger, høgesanger og pirol (Tabel 10).

Det skal til slut fremhæves, at der i de detaljerede analyseresultater findes information om præcis hvilke arter, der ligger til grund for udpegningen af hvert enkelt område i de forskellige netværk. Det ligger dog ikke inden for rammerne af nærværende projekt at give en detaljeret gennemgang af denne meget store informationsmængde med den præcisering, som er nødvendig for en fornuftig brug af resultaterne. I princippet vil der dog være mulighed for, at man i forbindelse med den faktiske udpegnings af nationalparker udnytter denne information. Dette kan bl.a. bruges til at vurdere, om man faktisk finder nogle konkrete arter tilstrækkeligt vigtige til, at man vil lade dem være afgørende eller blot et væsentligt argument for udpegnings af et område som nationalpark. Dette indbefatter også en diskussion af, hvorvidt en given art vitterligt kan forventes at profitere af netop de kvaliteter som en nationalpark tilbyder. De anvendte analyseværktøjer giver også mulighed for at udpege netværk, hvor man definerer specifikke arter, som man vil have repræsenteret, og derefter prioriterer nogle områder med henblik på at dække flest mulige af de resterende arter. Ligeledes kan man tillægge arter forskellig værdi, hvis man eksempelvis mener, at repræsentation af blåhals er mindre væsentlig end af havørn - eller at kongeørn er vigtigere end enghvidvinge. Sådanne målsætninger kan alene formuleres på basis af en konsensusdiskussion omkring værdisætning af arter/natur baseret på givne naturopfattelser. Værktøjerne anvendt her kan prioritere på basis af pre-definerede mål- og værdisætninger - men kan ikke identificere disse. Endelig er der den mulighed, at man i en mere eller mindre dynamisk proces belyser konsekvenserne af udskiftning af et eller flere områder for den samlede effektivitet eller den specifikke artssammensætning i netværket.

Såfremt man vælger at anvende analyserne på denne måde i en mere konkret udpegnings af nationalparker (eller andre typer af naturforvaltede områder), bør analyserne altid følges op af en verificering af, om en given bestand vitterlig er forekommende (i dag). Der bør desuden foretages en vurdering af bestandens størrelse og potentiale og af hvorvidt den passer ind i den mere langsigtede strategi for området. Det sidste skal forstås på den måde, at områder naturligvis kun bør prioriteres på basis af arter, hvis habitater man fremover ønsker at prioritere i området.

4.3 Konklusioner

På baggrund af de beskrevne analyser baseret på princippet om komplementaritet med hensyn til dækning af dyre- og plantearter i Danmark kan det konkluderes at:

- **Placeret rigtigt, kan nationalparker være effektive.** Antal og ikke mindst placering af nationalparkerne har en markant betydning for dækningsgraden af især truede arter og EU-arter. Eksempelvis dækker de syv bedste af 32 større sammenhængende naturområder i Danmark tilsammen 71% af de truede arter sammenlignet med 48% i de syv pilotområder.
- **Nationalparkerne kan ikke stå alene.** Selv ved udpegning af nationalparker i op til 32 større sammenhængende naturområder i Danmark vil man ikke kunne beskytte alle danske arter. Mange arter, som er truede og/eller har en lille udbredelse vil ikke være dækket. Især for de truede arter vil en supplerende strategi til beskyttelse af mindre biotoper være nødvendig.
- **Pilotområderne dækker ikke bedre end tilfældigt.** De syv pilotområderne huser ikke flere arter, end hvad der kan opnås ved tilfældig udpegning af syv områder blandt 32 større sammenhængende naturområder i Danmark. Den manglende dækningseffektivitet gælder mht. samtlige arter og i endnu højere grad mht. truede arter og EU-arter.
- **Københavns Omegn og Bornholm vigtigst.** Prioriteringen af områder varierer med målsætningen for de konkrete analyser. Københavns Omegn og Bornholm er dog gennemgående højt prioriterede og bidrager hver i sær med mange (forskellige) arter. Af stor vigtighed er også Det Midtjyske Søhøjland, Skagen, Det Sydfynske Øhav, Skjern Å, Roskilde/Lejre og de to pilotområder Vadehavet og Møn, samt i nogen grad Nordsjælland, Thy, Rold Skov, Vejle Å/Grejsdalen, Hanherred/ Vejlerne samt Tystrup-Bavelse/Suså.
- **Pilotområderne er ikke de vigtigste af 32 større naturområder i Danmark.** Ingen af de syv officielle pilotområder er blandt de syv højest prioriterede med hensyn til at dække flest mulige danske arter. For netværket optimeret til dækning af truede arter findes ét enkelt (Møn), mens der i prioriteringen på grundlag af alle EU-arter udpeges tre pilotområder blandt de syv bedste områder (Vadehavet, Møn og Thy).
- **Stor fleksibilitet i valget af effektive netværk.** Der kan udpeges en lang række kombinationer (netværk) af potentielle nationalparker, som inden for det samme antal områder eller areal dækker betydeligt flere truede arter eller EU-arter end de syv pilotområder. Områderne i disse netværk er kendetegnet ved at have en gennemsnitlig højere artsrigdom end pilotområderne - også med hensyn til truede arter - samt ved at være mere forskelligartede med hensyn til indholdet af arter.

5 Naturtyper

Der findes ingen entydig definition på begrebet naturtyper. Helt overordnet bruges ordet som betegnelse for arealer, hvis naturindhold har en række karakteristiske fællestræk, som adskiller disse fra andre arealer. I EF-habitatdirektivet defineres naturtyper som: ”*land- eller vandområder, som er kendetegnet ved særlige geografiske, abiotiske eller biotiske træk, uanset om de er helt eller delvis naturlige*”.

Der er i den danske miljølovgivning to regelsæt for forvaltning af naturen, som tager direkte udgangspunkt i en typeopdeling af naturen. Det ene af disse er naturbeskyttelseslovens §3, som sikrer en generel beskyttelse af naturtyperne søer, vandløb, heder, moser, strandenge, strandsumpe, ferske enge og overdrev over en vis størrelse. Det andet regelsæt er baseret på det tidligere nævnte EF-habitatdirektiv. Direktivet definerer en række naturtyper af såkaldt ”fælleskabsbetydning” for hvilke medlemslandene er forpligtiget til at udpege særlige beskyttelsesområder, habitatområder, og til at overvåge deres bevaringsstatus. Direktivet tager udgangspunkt i en væsentligt mere detaljeret opdeling af naturen, idet det beskriver mere end 200 forskellige naturtyper, hvoraf 60 findes i Danmark (Skov- og Naturstyrelsen, 2000)

Et af hovedformålene med at benytte naturtypebegrebet i lovgivningssammenhæng og den overordnede naturforvaltning er at sikre en generel beskyttelse af hensynskrævende natur uden på forhånd at tage udgangspunkt i konkrete arter eller lokaliteter. Det er en almindelig antagelse i naturforvaltningskredse, at man herigennem langt hen ad vejen også beskytter dyre- og plantearter ved at beskytte deres habitater. I en helt overordnet skala er dette korrekt. Naturligvis findes viber ikke i skov og spætmejerer ikke på grønne enge. Naturligvis er det positivt for dyr og planter, at man beskytter den natur, de lever i. Deraf skal man dog ikke udlede, at prioritering af konkrete områder baseret på naturtyper er en effektiv måde at opnå dækning af mangfoldigheden blandt dyr og planter. Dette skyldes, at sammenhængen imellem forekomsten af naturtyper og forekomsten af arter bliver uklar, hvis går ned på et mere detaljeret niveau, hvad enten det gælder den kvalitative beskrivelse af naturtyperne eller den geografiske skala. Videnskabelige undersøgelser baseret på empiriske data viser således, at der typisk er en meget ringe rumlig sammenhæng imellem på den ene side diversiteten og den geografisk fordeling af naturtyper og på den anden side diversiteten og fordelingen af dyr og planter (f.eks. Araújo m.fl. 2003). Dette gælder især i et tempereret og fragmenteret landskab som det danske og især for sjældne arter, dvs. arter med en ringe udbredelse. Naturtyperne har selvfølgelig i sig selv en værdi for det de er, ligesom de har værdi i form af bl.a. deres økosystemfunktioner og deres rekreative potentiale. Der er dog ingen videnskabelige analyser, der viser en sammenhæng mellem afgrænsningen af de enkelte naturtyper og økosystemfunktioner. Naturtyperne synes at være defineret primært ud fra en biologisk-administrativ synsvinkel med henblik på at tilvejebringe *ad hoc* afgrænsninger af områder, som synes interessante og samtidig praktiske at administrere. Uanset baggrund, anvendelighed og formål har Danmark i relation til Habitatdirektivet en direkte forpligtelse til at beskytte de af direktivet angivne naturtyper.

Repræsentation af de danske naturtyper nævnes naturligt i de fleste sammenhænge som et af de væsentligste formål med nationalparkerne (Wilhelmudvalget 2001a & b, Regeringen 2004). Konkret anbefalede Wilhelmudvalgets arbejdsgruppe for naturkvalitet og naturovervågning blandt andre følgende kriterier for udpegning af nationalparker:

- Områderne skal udvælges, så de dækker områder, der er af central betydning for opfyldelsen af EF's habitatdirektiv og fuglebeskyttelsesdirektiv (NATURA 2000)
- Områderne skal indeholde en koncentration af naturtyper og andre naturelementer: klitter, hede, overdrev, naturskov, enge, moser, vandløb og søer, strandenge, kyster, fjorde og hav
- Områderne skal på nationalt plan dække et repræsentativt udsnit af natur- og landskabstyper.

Inddragelsen af naturtyper i nærværende undersøgelser har to hovedformål. Det ene er at analysere og beskrive, hvor dækkende og repræsentative en række potentielle netværk af nationalparker er for de danske naturtyper, herunder at beskrive hvordan repræsentationen kan optimeres. Det andet formål er at sammenligne disse resultater med de netop beskrevne prioriteringer baseret på udbredelsen af dyre- og plantearter. Denne sammenligning kan bl.a. belyse, i hvilken grad prioriteringer baseret på disse to niveauer af biologiske mangfoldighed understøtter hinanden eller er i modstrid med hinanden. Vil for eksempel en forvaltningsstrategi baseret alene på naturtyper være effektivt også for forvaltningen af arter?

5.1 Datagrundlag

5.1.1 AIS-data

Der findes ingen detaljeret arealbaseret opgørelser over alle naturtyper i Danmark. De arealmæssigt mest fyldestående data findes i Miljøministeriets GIS-baserede Areal Informations System, AIS (Miljø- og energiministeriet, 2000), som er offentligt tilgængeligt på følgende link http://www.dmu.dk/Udgivelser/Kort_og_Geodata/AIS. Systemet indeholder to landsdækkende kort, hvor naturtyper indgår. Det ene er det såkaldte arealdækk kort (Land Cover), som alene er baseret på information fra satellitbilleder. Opsplitningen på naturtyper er imidlertid meget betinget af, hvad der kan identificeres på satellitbilleder og vurderedes til at være uhensigtsmæssig i denne sammenhæng.

Det andet kort er det såkaldte Arealanvendelseskort (Land Use). Dette kort er baseret på forskellige kilder som ud over satellitbilleder omfatter bl.a. en række mere eller mindre aktuelle elektroniske eller trykte kortværker, samt amternes registrering af §3-områder. Samlet set indeholder dette kort i hvert fald 15 naturtyper af interesse for nærværende projekt. En indledende gennemgang viste imidlertid, at de registrerede geografiske udbredelser af flere naturtyper er tydeligt afhængige af det underliggende kort- og datamateriale og derfor ikke sammenlignelige for hele Danmark. Dette gjaldt de fire forskellige skovkategorier, samt bl.a. kategorierne vådområde, vandløb og sø-rørskov. Vi vurderede derfor, at de eneste kategorier med den fornødne kvalitet på landsplan var det samlede skovareal på tværs af kategorierne: 3100 Skov, 3110 Løvskov, 3120 Nåleskov samt 3130 Blandet skov. I tillæg til denne samlende "skov-naturtype" bestod vores datasæt af informationer for hvert af de følgende seks §3-naturtyper: 3210 Overdrev, 3220 Hede, 4110 Eng, 4120 Mose, 5120 samt 4210 Marsk og Strandeng. Den sidste naturtype indgår ikke i arealanvendelseskortet men alene i et særligt GIS-lag med §3-områder (også i AIS). Numrene henviser til de koder, som anvendes i AIS. For hver af disse syv naturtyper (skov + de seks §3-naturtyper) blev det ved hjælp af GIS opgjort hvor stort et areal, der er i hvert af disse inden for de 32 større sammenhængende naturområder.

Kort over den nationale udbredelse af de seks §3-naturtyper med angivelse af de 32 større sammenhængende naturområder findes i Bilag 3. Det er vigtigt at være opmærksom på, at

den arealmæssige udbredelse af flere af naturtyperne på kortene i bilaget er kraftigt overdrevne. Dette skyldes, at omridsene af forekomsterne på kortene bevidst er lavet ”for tykke”. Hvis naturtyperne indtegnes alene med deres faktiske areal, bliver flere af disse næsten usynlige i den anvendte målestok. Kortene giver derfor primært et indtryk af naturtypernes geografiske fordeling i Danmark.

5.1.2 Naturtyper i de danske habitatområder

Af EF-habitatdirektivets naturtyper findes 60 i Danmark. Vi vil i det følgende omtale disse som EU-naturtyper. Af disse er syv rent marine, og medtages derfor ikke i nærværende undersøgelse. For to andre typer (1320 Vadegræssamfund og 8230 Indlandsklipper af kalkfattige bjergarter med pionerplantesamfund) er der ikke lavet selvstændige registreringer (Skov- og naturstyrelsen 2005a). Analyserne i dette projekt tager udgangspunkt i de tilbageværende 51 terrestriske samt kyst- eller ferskvandsrelaterede EU-naturtyper. Af disse er 11 opført i Habitatdirektivet som prioriterede naturtyper, hvilket i direktivet defineres som: ”Naturtyper, der er i fare for at forsvinde inden for... [EU], og for hvis bevaring Fællesskabet har et særlig ansvar under hensyn til omfanget af deres naturlige udbredelse inden for... [EU]” (Rådet for de europæiske fællesskaber 1992). De 51 naturtyper er opført i Bilag 4.

Der findes ikke nogen samlet registrering af EU-naturtyperne i Danmark. Registreringen omfatter alene forekomster i de 258 habitatområder udpeget i perioden 1998-2004. Den eneste samlede registrering af naturtyperne i de enkelte habitatområder findes i det såkaldte udpegningsgrundlag for hvert af disse (Skov- og Naturstyrelsen 2005a). Vi har derfor på basis af udpegningsgrundlagene og habitatområdernes geografiske placering opgjort hvilke naturtyper, som findes inden for hvert af denne undersøgelses 32 større sammenhængende naturområder. Disse data ligger til grund for analyserne beskrevet herunder. Der er i Bilag 5 en liste over, hvilke habitatområder der er medregnet i hvert af de 32 områder.

Det skal påpeges, at der for de fleste eller alle naturtyperne kan være forekomster uden for habitatområderne. For de almindeligste naturtyper kan udbredelsen uden for habitatområderne være ganske omfangsrige. I sammenhæng med dette projekt betyder dette, at en naturtype godt kan forekomme i et eller flere af de 32 større sammenhængende naturområder, selvom det ikke fremgår af det beskrevne datasæt. Habitatområderne udgør tilsammen 7,4% af Danmarks landareal (Skov- og Naturstyrelsen 2005a). Skov- og Naturstyrelsen har desuden estimeret, at dette svarer til ca. 29% af det samlede habitatareal.

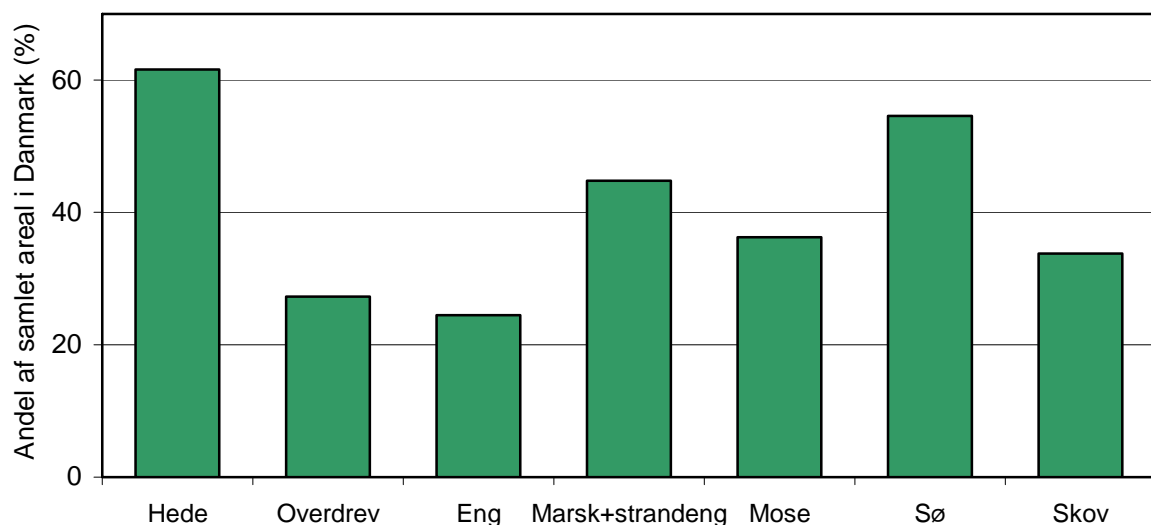
Datasættet anvendt i vores analyser baseres alene på oplysninger om antallet af forekomster af EU-naturtyperne i de 32 større sammenhængende naturområder. Arealoplysninger er ikke medtaget i vores analyser, fordi der i forbindelse med udpegningsgrundlagene typisk ikke skete en egentlig kortlægning af naturtyperne. Som led i det nationale miljø- og naturovervågningsprogram NOVANA, blev der i 2004 indledt en løbende overvågning i habitatområderne med henblik på en vurdering af udvalgte naturtyperes bevaringsstatus. Denne overvågning omfatter imidlertid kun 18 naturtyper, og systematiske arealopgørelser indgår ikke i denne overvågning. Der er igangsat en kortlægning af naturtyperne i habitatområderne, men den forventes tidligst afsluttet i 2006. Foruden de manglende eller usikre arealopgørelser, er der i udpegningsgrundlaget for habitatområderne også en vis uensartethed i opgørelsen af naturtypernes forekomster, således at den for nogle områder er mere komplet og bedre verificeret end den er for andre.

På trods af de beskrevne begrænsninger udgør habitatområdernes udpegningsgrundlag en meget omfattende opgørelse af danske naturtyper. Analyser af disse data i relation til udpegning af nationalparker er derfor relevante.

5.2 Spørgsmål, analyser og diskussion

5.2.1 Hvor meget af naturen ligger i større sammenhængende områder?

Figur 19 viser andelen af Danmarks samlede areal af de seks §3-naturtyper og den samlede naturtype "skov", som tilsammen findes i de 32 større sammenhængende naturområder. Bedst repræsenteret er de naturtyper, som i sig selv findes i store sammenhængende forekomster flere steder. Det gælder især hede og sø, som er repræsenteret med hhv. 62% og 55% af den samlede arealmæssige forekomst af naturtypen i hele Danmark. Dårligst repræsenteret er de naturtyper, som typisk findes spredt over langt flere mindre forekomster. Således er 25% og 27% af hhv. det danske eng- og overdrevsarealet repræsenteret. Det vil derfor være vanskeligt at dække en stor andel af disse to lysåbne naturtyper og de tilknyttede arter via en strategi, som tager udgangspunkt i større sammenhængende områder. Det illustrer hermed en sandsynlig begrænsning i nationalparkernes potentiale, svarende til den der gælder med hensyn til de sjældne arter. Det allerede etablerede §3-system synes at være et langt stærkere instrument med henblik på dækning, forvaltning og beskyttelse af de mere spredt forekommende naturtyper.

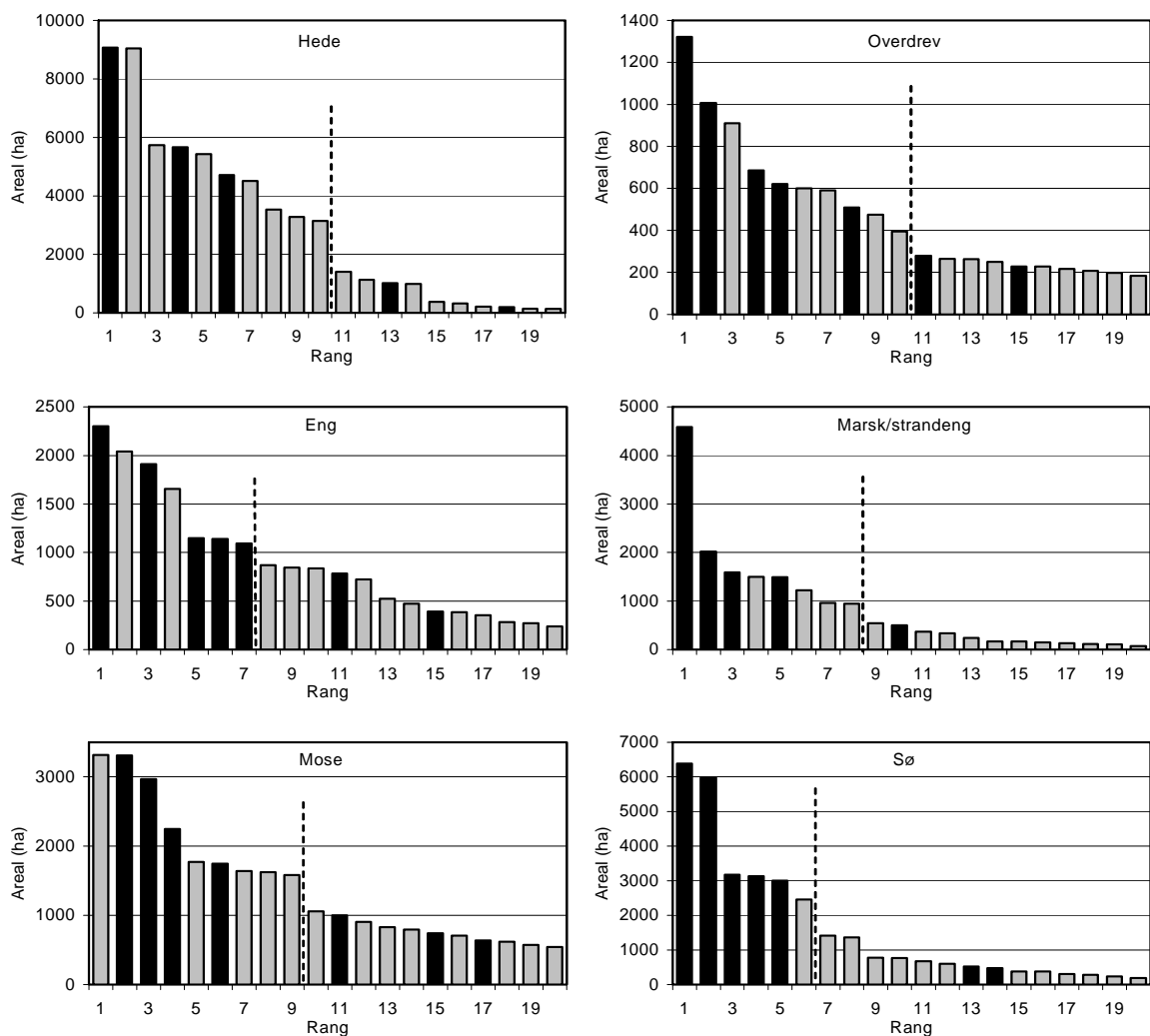


Figur 19. Naturareal i de 32 større sammenhængende naturområder. Andelen af det samlede danske areal af hver naturtype (Det samlede areal er angivet under hver type).

Prioritering af områder på baggrund af §3-naturtyper

For yderligere at belyse, hvor effektivt §3-naturtyperne lader sig repræsentere i et netværk af nationalparker, har vi benyttet komplementaritetsprincippet til at optimere et netværk i denne henseende. Vi valgte at udelade skov i disse analyser, fordi det ikke lykkedes at skaffe brugbare data på opdelingen af skovarealet på løvskov og nåleskov. Anvendelse af det samlede skovareal i analyserne vil betyde, at granplantager vægtes ligeså højt som løvskove, hvilket ikke vil afspejle hensigterne med dansk naturforvaltning som helhed eller med nationalparkerne i særdeleshed. Analyserne udføres derfor alene på de seks beskrevne §3-naturtyper: Hede, eng, overdrev, marsk & strandeng, mose og sø.

De fleste af de seks naturtyper findes i næsten alle de 32 større sammenhængende naturområder om end i et meget begrænset areal i mange af disse. Vores analysemetode tager i imidlertid alene højde for forekomsten eller fraværet af de enkelte naturtyper i hvert område. Derfor vil selv meget få forekomster som udgangspunkt blive vægtes på lige fod med store forekomster. Dette er u hensigtsmæssigt, fordi vi for §3-naturtyperne ikke alene ønsker at optimere antallet af forekomster af de enkelte naturtyper, men også arealet. For at opnå dette, udarbejdede vi et datasæt, hvor en given naturtype kun medregnes i et område, hvis den inden for dette forekommer med et samlet areal over en vis størrelse. Figur 20 viser for hver naturtype, i faldende rækkefølge, arealet i de 20 områder med størst forekomst, samt ved hvilket areal den omtalte afskæring er foretaget. Afskæringen er foretaget arbitrært, således at de største 6-9 forekomster er medtaget, og hvor der er et naturligt skæringspunkt, fordi faldet imellem to områder (søjler) er særligt markant.



Figur 20. Repræsentation af seks §3-naturtyper i de større naturområder. For hver naturtype vises i faldende rækkefølge arealet i de 20 områder med størst forekomst. Forekomster til venstre for den stiplede linie er medregnet i komplementaritetsanalysen. Sorte søjler viser forekomster repræsenteret i det optimerede sæt netværk på syv nationalparker. (Se i øvrig tekst).

Med udgangspunkt i datasættet med kun de større forekomster udpegede vi herefter med maksimumanalyse de syv områder, som tilsammen repræsenterer §3-naturtyperne flest mulige gange. Antallet syv fastholdes for at kunne sammenligne med artsanalyserne. Dette netværk bestod af følgende områder:

Hanherred/Vejlerne	Vadehavet
Vestjylland	Det Sydfynske Øhav
Københavns Omegn	Nordsjælland
Det Midtjyske Søhøjland	

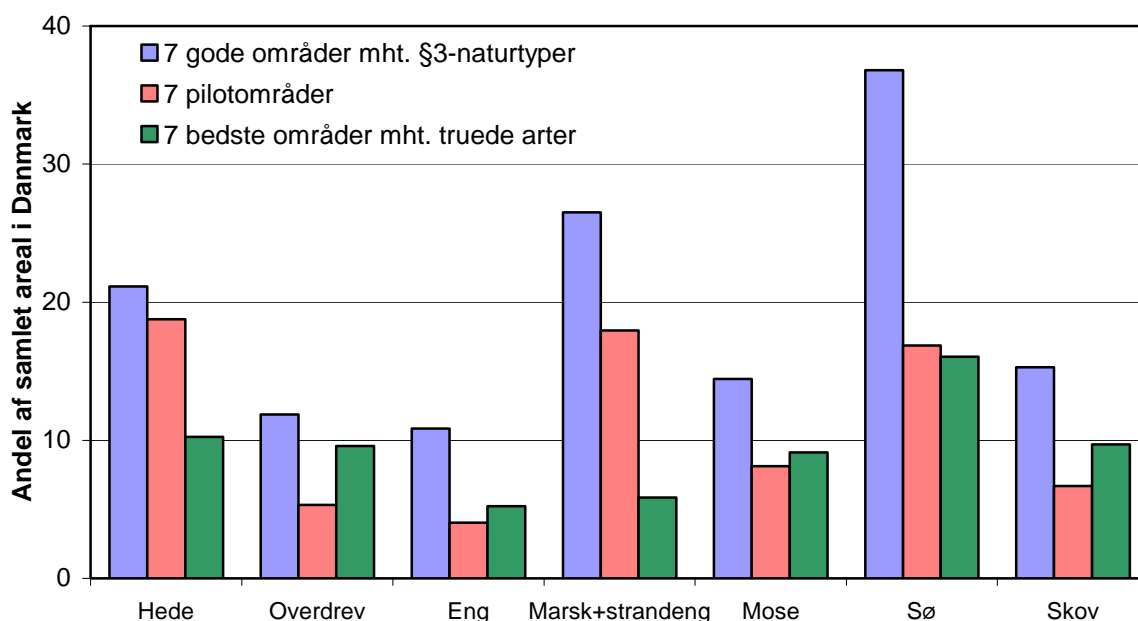
Som det fremgår af Figur 20 indeholder netværket 3-5 af de største forekomster af alle seks §3-naturtyper. Dette netværk er uden tvivl tæt på det optimale, hvis man ønsker at naturtyperne hver især repræsenteres med et stort samlet areal og samtidig er repræsenteret med store forekomster i flest mulige områder. Vi vælger at benævne netværket 'de syv gode områder mht. §3-naturtyper'. Da der i modsætning til de tidligere analyser indgår nogle subjektive skøn, undlader vi at bruge udtrykket '*de syv bedste områder*'. Bemærk i øvrigt, at de mindre forekomster markeret med sort til højre for afskæringslinierne i Figur 20 indgår i netværket, selvom de ikke indgik i grundlaget for selve udpegningen af områder i analysen.

Det skal også bemærkes, at analysen viste en fleksibilitet i udpegningen, idet to af områderne kunne vælges imellem følgende fire: Ringkøbing Fjord, Kallesmærsk Hede/Varde Å, Vadehavet og Det Sydfynske Øhav. Vi valgte Vadehavet, fordi det bidrager med den suverænt største forekomst af marsk og strandeng, samt pæne forekomster af både eng og hede. Det Sydfynske Øhav blev udvalgt, fordi det bidrog mest til overdrev, som var den arealmæssigt svagest repræsenterede naturtype.

Sø er den bedst repræsenterede §3-naturtype i 'de syv gode områder' med et areal på ca. 23.000 ha svarende til 37% af det danske søareal (Figur 21). Procentvis er marsk og strandeng næstbedst repræsenteret efterfulgt af hede. Dårligst repræsenteret er som forventet (grundet den mere pletvise forekomst, se tidligere) eng og overdrev med hhv. 11 og 12%. Skov er repræsenteret med 15% af det danske skovareal svarende til et areal på over 80.000 ha. Skov er altså den arealmæssigt mest udbredte naturtype i de syv områder på trods af, at det ikke indgik i grundlaget for prioriteringen af områderne.

Repræsentationen af naturtyper i 'de syv gode områder mht. §3-naturtyper' kan på Figur 21 sammenlignes med de tilsvarende repræsentationer i de syv pilotområder og 'de syv bedste områder mht. truede arter' (fra Tabel 6, side 50). Pilotområderne indeholder næsten lige så meget hede som 'de syv gode områder mht. §3-naturtyper', men ligger for de andre naturtyper markant under. Dårligst repræsenteret i pilotområderne er eng med kun 4% af det danske engareal. Også 'de syv bedste områder mht. truede arter' ligger generelt betydeligt lavere end 'de syv gode områder mht. §3-naturtyper'. I forhold til pilotområderne indeholder 'de syv bedste områder mht. truede arter' væsentligt mindre hede samt marsk og strandeng, men til gengæld et betydeligt større overdrevsareal. Eng er næsten ligeså dårligt repræsenteret som i pilotområderne.

Det bør bemærkes, at der blandt 'de syv gode områder mht. §3-naturtyper' er flere af de største af de 32 større sammenhængende naturområder. Dette er ikke overraskende, da arealet af naturtyperne indgik direkte i prioriteringsgrundlaget, hvorfor der alt andet lige vil være en tendens til, at større områder prioriteres. Dette forhold betyder, at den større arealmæssige repræsentation af naturtyperne i 'de syv gode områder mht. §3-naturtyper' i forhold til de øvrige netværk delvist kan forklares med netværkets større samlede areal. Det er således ikke alene, et udtryk for at områderne har et højere procentvist naturindhold end f.eks. pilotområderne.



Figur 21. Den arealmæssige repræsentation af skov og seks §3-naturtyper i tre potentielle netværk af nationalparker.

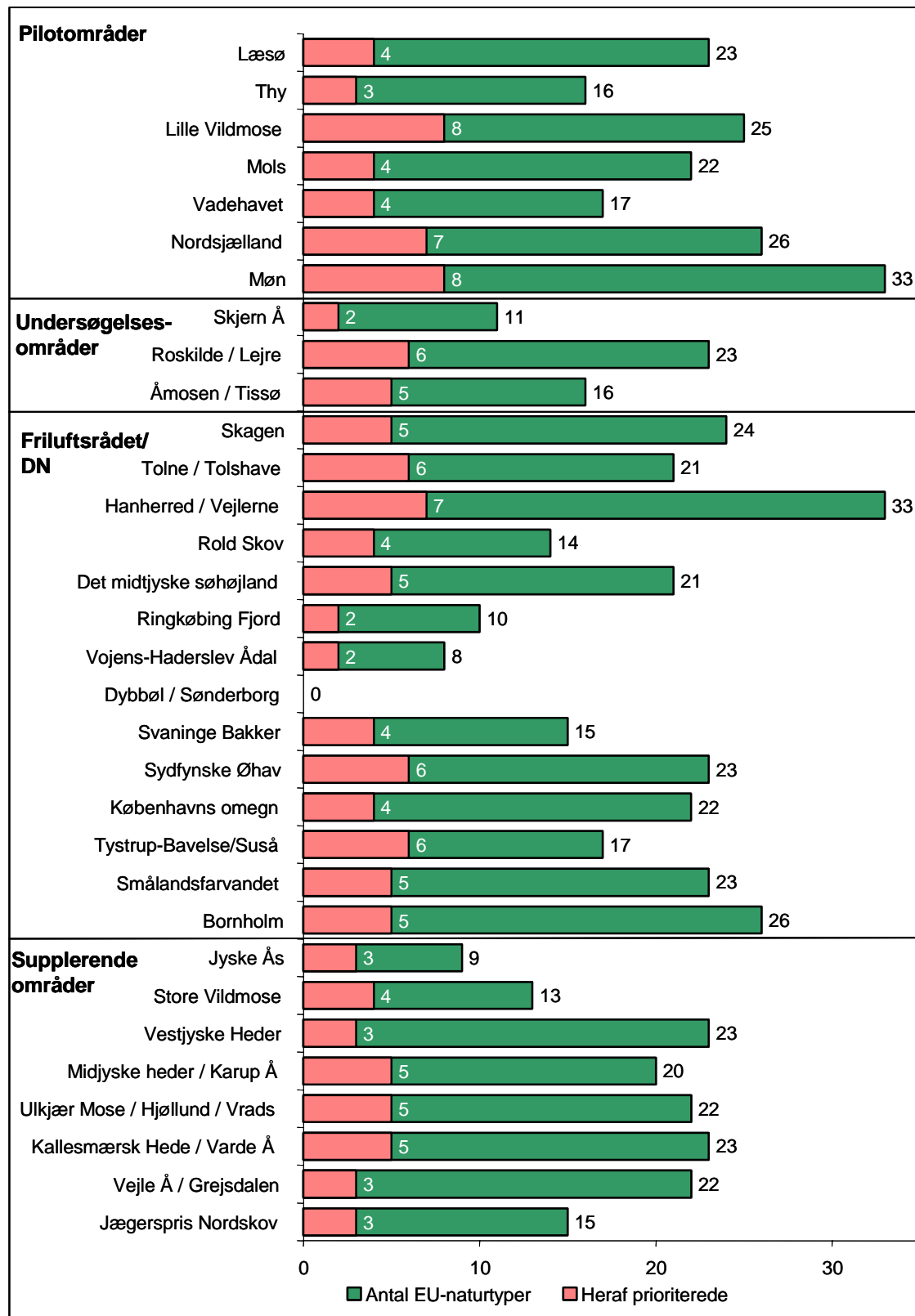
Kort beskrevet viser analyserne baseret på forekomsten af §3-naturtyperne, at hede, marsk og strandeng samt sø er relativt velrepræsenteret i de syv pilotområder set i forhold til de samlede danske arealer af §3-naturtyper, mens eng og overdrev er dårligt repræsenteret. I forhold til pilotområderne kan der opnås repræsentation af væsentligt større arealer for alle naturtyper med undtagelse af hede ved udpeging af syv områder prioriteret specifikt med denne hensigt.

5.2.2 Habitatdirektivets naturtyper i de større sammenhængende naturområder

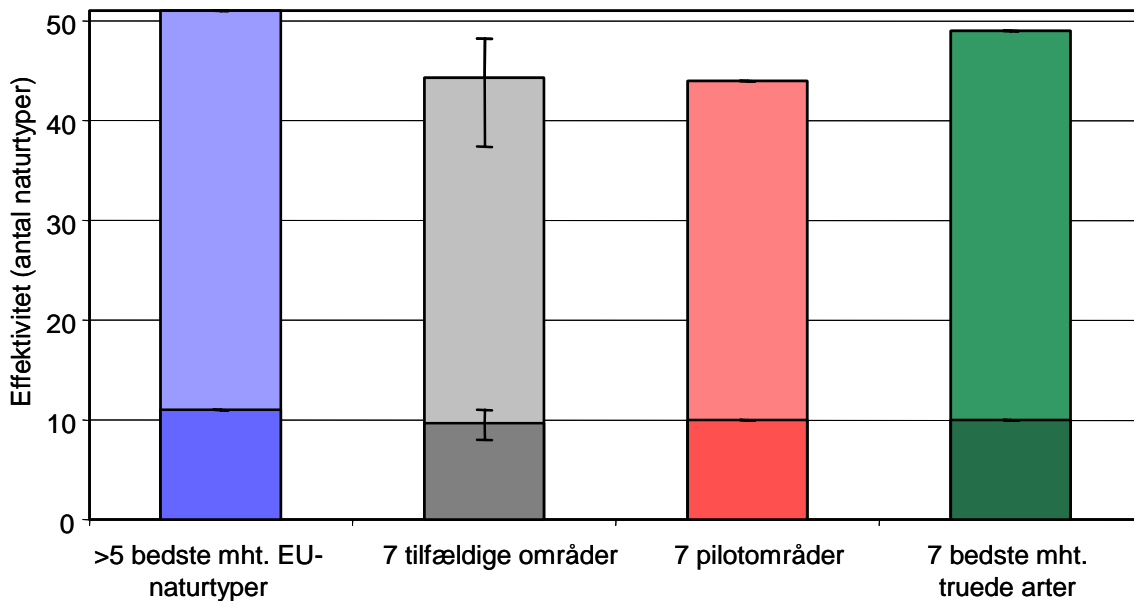
Der indgår som nævnt 51 terrestriske eller ferskvandtilknyttede EU-naturtyper i udpegningsgrundlagene for de danske habitatområder. Samlet set er alle disse repræsenteret i dette projekts 32 større sammenhængende naturområder. Møn og Hanherred/Vejlerne har med 33 naturtyper i de indeholdte habitatområder den rigeste repræsentation (Figur 22). Betragter man pilotområderne alene, kan man udover Møn fremhæve Nordsjælland med 26 og Lille vildmose med 25 naturtyper. Ingen af pilotområderne indeholder under 16 naturtyper. Blandt de øvrige områder kan man ud over Hanherred/Vejlerne fremhæve Bornholm og Skagen med hhv. 26 og 24 typer. Mange områder indeholder 20-23 naturtyper og fordeles ellers jævnt nedefter til otte typer i Vojens-Haderslev Ådal. Der er ingen habitatområder i Dybbøl/Sønderborg, hvorfor ingen af EF-naturtyperne er registreret der. De prioriterede naturtyper (11 i alt) er særlig godt repræsenteret i pilotområderne Møn (8), Lille Vildmose (8) og Nordsjælland (7) samt i Hanherred/vejlerne (7).

For at belyse, hvor effektivt EU-naturtyperne lader sig repræsentere i et netværk af nationalparker, har vi benyttet komplementaritetsprincippet til at optimere en række netværk i denne henseende. Analyserne viser, at samtlige naturtyper lader sig repræsentere mindst én gang i netværk med fem eller flere områder. Analyserne viser desuden at tilfældig udpeging af syv områder i gennemsnit vil indeholde 44 naturtyper heraf 10 prioriterede, og med et 95% usikkerhedsinterval op til om omkring 48 naturtyper (Figur 23). Dette viser, at naturtyperne generelt er så udbredte, at det er "nemt" at få en relativt høj repræsentation, hvis man udpeger syv områder. Pilotområderne har en repræsentation som nøjagtigt svarer til gennemsnittet ved tilfældig udpeging, dvs. 44 naturtyper heraf 10 prioriterede (Figur 23).

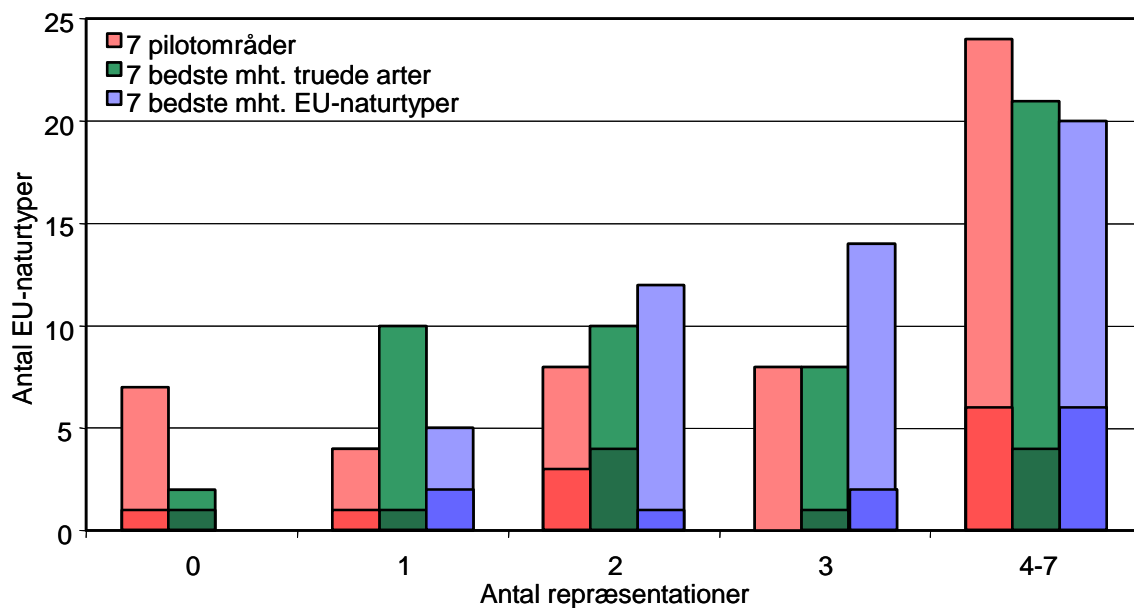
Til sammenligning indeholder det tidligere udpegede netværk med 'de syv bedste områder mht. truede arter' 49 af de 51 naturtyper heraf igen 10 prioriterede (Figur 23).



Figur 22. Repræsentation af i alt 51 EF-habitatdirektivets naturtyper i de 32 større sammenhængende naturområder defineret i nærværende projekt.



Figur 23. Effektiviteten af fire forskellige potentielle netværk af nationalparker mht. repræsentation af EU-naturtyper. Søjlen for tilfældige områder viser gennemsnit og 95% konfidensinterval ved tilfældig udpegning af syv områder 1000 gange. Den nederste mørke del af søjlerne angiver prioriterede naturtyper.



Figur 24. Repræsentation af EU-naturtyper i tre potentielle netværk af nationalparker. Søjlerne viser antallet af naturtyper repræsenteret hhv. 0, 1, 2, 3 og 4-7 gange i hvert af netværkene. Den nederste mørke del af søjlerne angiver prioriterede naturtyper.

Som det er tilfældet for arter, er også naturtyper bedre sikret på lang sigt, jo flere steder de findes. Derfor præsenterer vi også for EU-naturtyperne, hvor mange af disse, der er repræsenteret hhv. én, to, tre og 4-7 gange i hvert netværk (Figur 24). Som det fremgik indirekte ovenfor, er der syv naturtyper, som er ikke repræsenteret i pilotområderne. De naturtyper, som er med, er til gengæld generelt godt repræsenterede, idet kun fire typer alene findes i et enkelt område og 24 typer findes i fire områder eller derover. 'de syv bedste områder mht. truede arter' mangler til sammenligning kun to typer, og indeholder derfor samlet set fem naturtyper flere end pilotområderne. Dette viser sig især ved at væsentligt flere naturtyper er repræsenteret en enkelt gang, mens antallet af naturtyper repræsenteret mere end én gang er næsten lige så højt som i pilotområderne (Figur 24).

Vi har med på basis af komplementaritet (maksimumanalyse) også udpeget 'de syv bedste områder mht. EU-naturtyper'. Da alle 51 typer som nævnt kan repræsenteres inden for fem områder, udvælges de resterende to områder således at flest mulige naturtyper repræsenteres mere end én gang. Som det fremgår af Figur 24 (og som tidligere demonstreret for arterne), sker forøgelsen i antallet af naturtyper i forhold til de andre netværk uden en nævneværdig forringelse af repræsentationen af de øvrige naturtyper. For en del naturtyper sker der tilmed en forøgelse af repræsentationen, idet væsentligt flere typer er repræsenteret to eller tre gange. Til sidst kan det nævnes, at der som minimum skal udpeges ni områder for at sikre repræsentation af alle naturtyper mindst to gange (under forudsætning af at det optimale netværk udpeges).

Tabel 11. Repræsentation af 11 prioriterede naturtyper fra EF-habitatdirektivet. Tal uden parentes viser hvor mange af de større sammenhængende områder, som naturtypen findes i. Tal i parentes viser, hvor mange habitatområder naturtypen findes i. (Data fra habitatområdernes udpegningsgrundlag).

Nr.	Naturtype	Netværk				
		Hele Danmark (258 hab.-omr.)	32 større sammenhæng. naturområder (103 hab.omr.)	7 Pilot-områder (23 hab.omr.)	7 bedste mht. truede arter (29 hab.omr.)	7 bedste mht. EU-naturtyper* (26 hab.omr.)
1340	Indlandssaltenge	(3)	2 (2)	0 (0)	0 (0)	1 (1)
2130	Stabile kystklitter med urteagtig vegetation (grå klit og grønsværklit)	(48)	15 (30)	6 (12)	2 (4)	4 (9)
2140	Kystklitter med dværgbuskvegetation (klithede)	(37)	12 (27)	6 (12)	2 (4)	4 (11)
2250	Kystklitter med enebær	(15)	4 (7)	2 (2)	1 (1)	3 (6)
6120	Meget tør overdrevs- eller skræntvegetation på kalkholdigt sand	(16)	7 (11)	2 (3)	2 (3)	1 (1)
6230	Artsrige overdrev eller græsheder på mere eller mindre sur bund	(91)	29 (55)	7 (13)	7 (14)	7 (13)
7110	Aktive højmoser	(18)	9 (10)	2 (2)	2 (2)	2 (2)
7210	Kalkrige moser og sumpe med hvas avneknippe (?)	(11)	6 (6)	1 (1)	3 (3)	3 (3)
7220	Kilder og væld med kalkholdigt (hårdt) vand	(50)	17 (28)	4 (5)	5 (11)	6 (10)
91D0	Skovbevoksede tørvemoser	(45)	19 (29)	4 (8)	5 (10)	5 (6)
91E0	Elle- og askeskove ved vandløb, søer og væld	(103)	23 (55)	4 (13)	6 (19)	6 (12)

* Blandt de fleksible områder er her valgt Hanherred/Vejlejerne samt Tystrup-Bavelse/Suså (se Tabel 12)

Repræsentationen af de 11 prioriterede EU-naturtyper er vist på Figur 24 og uddybet i Tabel 11. Det ses, at repræsentationen af disse naturtyper er relativt ensartet netværkene

imellem. Der er til gengæld stor forskel naturtyperne imellem med hensyn til andelen af landets samlede forekomster, som kommer med i netværkene. Tabel 11 medtager det yderligere aspekt, at EU-naturtyperne inden for hvert af de 32 større sammenhængende naturområder kan være repræsenteret i mere end ét habitatområde. For mange af naturtyperne er det faktiske antal repræsentationer (lokaliteter) herigennem omkring det dobbelte, af hvad tallene for de 32 områder i sig selv viser.

5.2.3 Hvilke områder repræsenterer bedst habitatdirektivets naturtyper?

Som tidligere nævnt lader alle 51 naturtyper sig repræsentere i kun fem områder. For at opnå dette, skal Møn og Bornholm udpeges, men herudover er der en stor grad af fleksibilitet. Således kan de resterende tre områder vælges i forskellige kombinationer blandt i alt ni områder (Tabel 12). Blandt *de syv bedste områder mht. EU-naturtyper* er der fem ikke-fleksible områder (Møn, Ulkjær Mose/Hjøllund/Vrads, Bornholm, Lille Vildmose og Vestjylland, mens de sidste to kan vælges imellem henholdsvis fire og to områder (Tabel 12).

Tabel 12. Potentiellæ netværk med hhv. fem og syv nationalparker optimeret med hensyn til repræsentation af habitatdirektivets naturtyper. Tabellen viser ikke-fleksible samt indbyrdes fleksible områder.

	Fem områder, der tilsammen repræsenterer alle naturtyper mindst én gang (minimumsæt)	'De syv bedste områder mht. EU-naturtyper' (maksimumsæt)
Ikke fleksible områder	Møn Bornholm	Møn Ulkjær Mose/Hjøllund/Vrads Bornholm Lille Vildmose Vestjylland
Fleksible områder	<i>Et af følgende:</i> Læsø Vadehavet Skagen Hanherred/Vejlerne Kallesmærsk Hede/Varde Å <i>-og ét af følgende:</i> Det Midtjyske Søhøjland Vejle Å/Grejsdalen <i>-og ét af følgende:</i> Store Vildmose Tystrup-Bavels/Suså	<i>Ét af følgende:</i> Læsø Skagen Hanherred/Vejlerne Kallesmærsk Hede/Varde Å <i>-og ét af følgende</i> Store Vildmose Tystrup-Bavelse/Suså

5.2.4 Hvilke områder supplerer bedst pilotområderne mht. habitatdirektivets naturtyper?

De syv pilotområder repræsenterer som beskrevet 44 af de 51 EU-naturtyper. De resterende syv naturtyper er summeret i Tabel 13, der også viser, i hvilke områder de findes. Der skal som minimum udpeges yderligere tre områder, hvis alle EU-naturtyperne skal repræsenteres. Bornholm må nødvendigvis udpeges, da to naturtyper tilknyttet klipper kun findes dér. Bornholm dækker samtidig naturtypen ”3270 Vandløb med tidvis blottet mudder med enårige planter” (der også findes i yderligere fire områder) samt ”2320 Indlandsklitter med lyng og revling” (der findes i yderligere to områder). Derudover mangler endnu to na-

turtyper tilknyttet indlandsklitter. De kan dækkes ved udpegning af ét af følgende områder: Vestjylland, Ulkjær Mose/Hjøllund/Vrads eller Vejle Å/Grejsdalen. Den sidste manglende naturtype er ”1340 Indlandssaltenge”, der blandt de 32 større sammenhængende naturområder alene findes i Store Vildmose og Tystrup-Bavelse/Suså.

De EU-naturtyper, som mangler i pilotområderne, er alle registreret i højst fem af de 32 større sammenhængende naturområder, hvilket også gælder yderligere fire naturtyper (Tabel 13). Hvis man betragter de angivne forekomster af disse naturtyper, ses det, at mange af de nævnte områder er med i de netop beskrevne netværk med de fem og syv bedste områder mht. naturtyper. Dette illustrerer den væsentlige konsekvens af en udpegning baseret på komplementaritet, at netværkenes sammensætning i høj grad styres af forekomsten af de sjældneste naturtyper. For nogle af netværkenes områder er et stort antal naturtyper dog også i sig selv medvirkende til udpegningen. Det gælder især Møn og i nogen grad Hanherred/Vejlerne.

Kort ridset op viser de gennemførte analyser, at alle de 51 af habitatdirektivets terrestriske eller ferskvandstilknyttede naturtyper, som findes i Danmark, kan repræsenteres mindst en gang inden for kun fem af de 32 større sammenhængende naturområder. De syv pilotområder indeholder samlet set 44 af 51 naturtyper. Heriblandt er 10 af de i alt 11 prioriterede naturtyper. Det skal i forbindelse med denne opsummering endnu engang påpeges, at en naturtype på grund af datasættets oprindelse principielt godt kan forekomme i et eller flere af de 32 områder, selvom forekomsten ikke indgår i datagrundlaget for de gennemførte analyser.

Der er en betydelig forskel på prioriteringen af områder på basis af hhv. §3-naturtyper og EU-naturtyper. Dette resultat er bl.a. udtryk for, at de to sæt af naturtyper er meget forskellige både mht. definition og opgørelse af forekomsterne. De to naturtyper udtrykker derfor helt forskellige kvaliteter ved de 32 større sammenhængende områder.

Opgørelsen af §3-naturtyperne omfatter i princippet det samlede danske areal af disse. Disse naturtyper er derfor (sammen med skov) et udtryk for de 32 områders arealmæssige naturindhold opdelt på nogle helt overordnede kategorier. ‘de syv gode områder mht. §3-naturtyper’ er derfor et eksempel på et netværk af nationalparker, som har et stort samlet naturindhold. I netværket er der også sikret en variation i den indeholdte natur – også inden for de enkelte områder. Der er imidlertid på ingen måde taget stilling til kvaliteten af naturen i netværket, udover at store forekomster netop i forbindelse med nationalparker til en vis grad må betragtes som en kvalitet i sig selv.

I forhold til §3-naturtyperne har de 51 EU-naturtyper i kraft af den detaljerede specifikation en langt højere kvalitativ opløsning. Man kan derfor sige, at disse naturtyper giver et mere nuanceret billede af naturen i netværk eller i enkeltområder og derfor til en vis grad udtrykker kvaliteten af denne. ‘De syv bedste områder mht. EU-naturtyper’ skulle som sådan repræsentere et netværk med en meget varieret natur og bl.a. som følge heraf høj naturkvalitet. Da arealet af EU-naturtyperne ikke indgår i det anvendte prioriteringsgrundlag, ligger der imidlertid ingen information om, hvilke af disse der udgør afgørende og karaktergivende elementer i netværket og dets områder. Basalt set er ‘de syv bedste områder mht. EU-naturtyper’ blot det netværk, som bidrager mest til vore forpligtelser til at beskytte EU-naturtyperne.

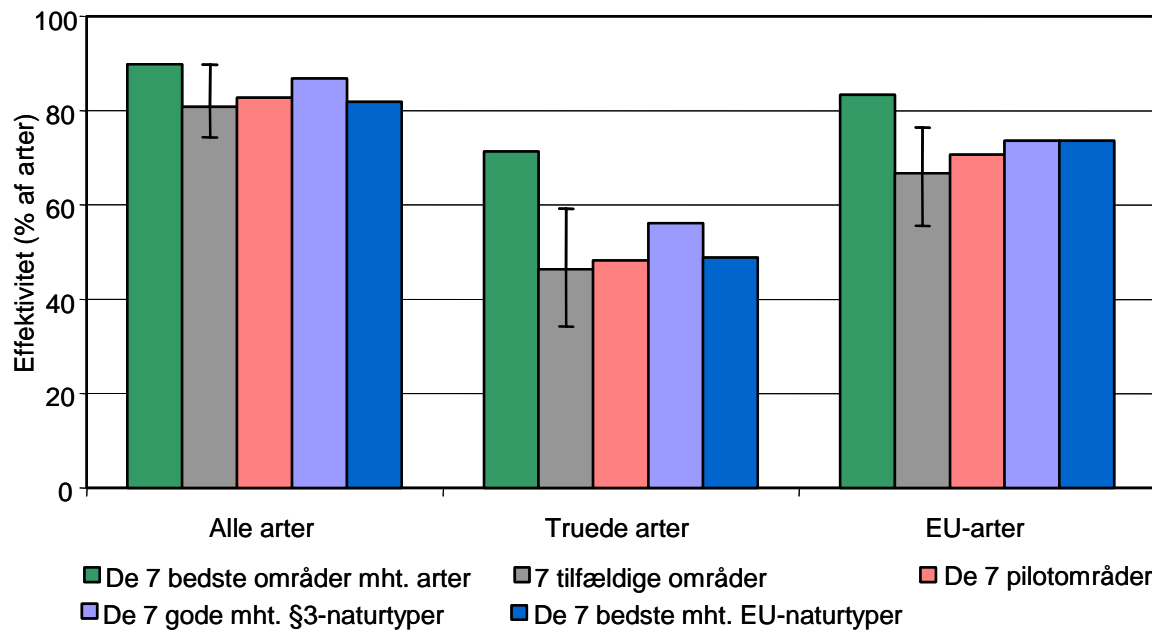
Tabel 13. EU-Naturtyper, som er registreret i mindre end fem af de 32 større sammenhængende naturområder. "Registreret" refererer til udpegningsgrundlaget for habitatområder. Numre og naturtyper refererer til EF-habitatdirektivet. Antal og områder angiver forekomsten af naturtypen inden for de 32 områder. * markerer prioriterede naturtyper.

Nr	Naturtype	Antal områder	Områder
Naturtyper, som ikke er med i pilotområderne			
1340	*Indlandssaltenge	2	Store Vildmose Tystrup-Bavelse/Suså
2310	Indlandsklitter med lyng og visse	4	Vestjylland Ulkhjærmose/Hjælland/Vrads Vejle Å/Grejsdalen Skjern Å
2320	Indlandsklitter med lyng og revling	3	Vestjylland Ulkhjærmose/Hjælland/Vrads Bornholm
2330	Indlandsklitter med åbne græsarealer med sandskæg og hvene	3	Vestjylland Ulkhjærmose/Hjælland/Vrads Vejle å/Grejsdalen
3270	Vandløb med tidvis blottet mudder med enårige planter	5	Hanherred/Vejlerne Det Midtjyske Søhøjland Skjern Å Tystrup-Bavelse/ Suså Bornholm
8220	Indlandsklipper af kalkfattige bjergarter	1	Bornholm
8330	Havgrotter, der står helt eller delvis under vand	1	Bornholm
Andre mindre udbredte naturtyper			
2250	*Kystklitter med enebær	4	Hanherred/Vejlerne Lille Vildmose Kallemærsk Hede/Varde Å Møn
9120	Bøgeskove på morbund med kristtorn	5	Lille Vildmose Ulkhjærmose/Hjælland/Vrads Det Midtjyske Søhøjland Vejle å/Grejsdalen Vojens-Haderslev Tunneldal
9150	Bøgeskove på kalkbund	2	Mols Møn
9170	Vinteregeskove i østlige (subkontinentale) egne	3	Smålandsfarvandet Møn Bornholm

5.2.5 Hvor mange arter dækkes ved en prioritering efter naturtyper?

I kapitel 4 belyste vi dækningseffektiviteten for arter i netværk optimeret specifikt med dette formål samt den tilsvarende effektivitet i netværk udpeget tilfældigt og i de syv pilotområder. Med henblik på en sammenligning har vi også beregnet, hvor mange arter der findes i de to netværk optimeret ud fra naturtyper: 'De syv gode områder mht. §3-naturtyper' og 'de syv bedste områder mht. EU-naturtyper'.

Resultaterne viser, at udpegning baseret på naturtyper alene resulterer i en repræsentation af arter i samme størrelsesorden som i pilotområderne og som gennemsnittet ved tilfældig udpegning, om end en anelse bedre (Figur 25). Den største forskel ses for ‘de syv gode områder mht. §3-naturtyper’, der repræsenterer 56% af de truede arter imod 48% i pilotområderne. Med en repræsentation på 87% af samtlige arter ligger ‘de syv gode områder mht. §3-naturtyper’ også højere end pilotområderne i denne henseende. Repræsentationen af arter i ‘de syv bedste områder mht. EU-naturtyper’ er stort set identisk med pilotområderne. Netværkene udpeget på grundlag af naturtyper ligger i de fleste tilfælde betydeligt under netværkene optimeret med henblik på repræsentation af arter (Figur 25).



Figur 25. Effektivitet med hensyn til dækning af arter i en række potentielle netværk af nationalparker. ”Effektivitet” refererer til andelen af arter i de angivne kategorier, som dækkes af netværkene som helhed. ”De syv bedste områder mht. arter” refererer til netværk optimeret med specifikt hensyn til repræsentation af arter i hver af de tre kategorier

Samlet set viser resultaterne, at en udpegning af nationalparker med henblik på at dække flest mulige naturtyper med størst muligt areal og/eller med flest mulige forekomster kun i beskeden grad medfører en forbedring i dækningen af arter set i forhold til pilotområderne eller tilfældigt udpegede områder. Dette kan forekomme overraskende set i lyset af, at 1) optimeringen med henblik på §3-naturtyper medfører et væsentligt forøget naturareal af alle de overordnede naturtyper og 2) optimeringen med henblik på EU-naturtyper medfører repræsentation af syv ”ekstra” naturtyper og en forøget repræsentation af mange af de andre. Konklusionen er, at der ikke er en klar sammenhæng mellem naturtyperne, som de er defineret, og forekomsten af arter. Naturtyper er derfor ikke særligt velegnede som surrogat for arter ved udpegning af naturbeskyttelses områder, hvor hovedformålet er beskyttelse af arter.

Dette resultat er i overensstemmelse med de fleste lignende videnskabelige analyser på områder sammenlignelige med Danmark (se f.eks. Araújo m.fl. 2003). Den manglende sammenhæng imellem naturtyperne og forekomsten af arter skyldes bl.a., at naturtyperne, som de er defineret, ikke giver et tilstrækkeligt detaljeret billede af de forhold, som er afgørende for, hvor arterne findes. En anden årsag er, at de overvejende strukturelle forhold,

som naturtypen er udtryk for, ikke alene er afgørende for, hvilke arter der findes i et område. Områdets beliggenhed er af betydning i sig selv bl.a. på grund af forskelle i arternes overordnede udbredelsesområder. De enkelte områders forskellige "historie" mht. indvandring og uddøen af arter vil også i sig selv medføre forskelle i artssammensætning, navnlig med hensyn til arter med ringe lokal udbredelse. Populært sagt vil to "identiske" moser beliggende i Nordsjælland og i Sønderjylland ikke huse alle de samme arter og slet ikke de samme sjældne arter. Naturtyper er derfor kun effektive til at foretage prioriteringer med henblik på bevarelse af naturtyperne i sig selv. I det omfang at hensigten om at bevare naturtyper medfører, at det samlede naturforvaltede areal øges, vil det dog naturligvis også bidrage til bevarelsen af flere arter. En målrettet og effektiv udvælgelse og prioritering af arealer med det formål at repræsentere (og forvalte) arter forudsætter imidlertid viden om arters forekomst og brug af denne.

Det skal påpeges, at EU-naturtyperne grundlæggende er defineret ud fra botaniske kriterier, dvs. den generelle sammensætning af plantesamfundene og/eller tilstedeværelsen af nogle bestemt karakteristiske arter. Planter er imidlertid relativt dårligt repræsenteret blandt de 1008 arter i vores datasæt. Det kan derfor ikke udelukkes, at optimeringen på basis af EU-naturtyper havde vist et noget bedre resultat med hensyn til dækning af (plante)arter, hvis det havde været muligt at inkludere information om udbredelsen af langt flere plantearter i analyserne. På grund af de ovenfor beskrevne generelle biologiske mekanismer, er det dog næppe sandsynligt, at dette ville ændre resultaterne og dermed konklusionerne væsentligt.

Som nævnt allerede i kapitlets indledning kan det have en interesse at inkludere flest mulige naturtyper i et netværk af nationalparker, dels fordi naturtyperne har en værdi i sig selv, og dels fordi Danmark i relation til Habitatdirektivet har en direkte forpligtelse til at beskytte naturtyperne. I lyset af ovenstående konklusion er det derfor vigtigt at påpege, at der ikke nødvendigvis er en direkte modsætning imellem ønsket om at dække mange arter og alle naturtyper. Det har undersøgt vi ved at tage udgangspunkt i netværket med fem områder som tilsammen repræsenterer alle 51 naturtyper fra habitatdirektivet mindst én gang (Tabel 12). Hvis man først udpeger de to ikke fleksible områder (se Tabel 12), er det muligt ved hjælp af komplementaritetsanalyse at udvalge de næste tre fleksible områder ud fra hvor mange "nye" arter de bidrager med. Når de fem områder er valgt, kan man herefter udpege de to områder blandt de resterende 27 større sammenhængende naturtyper, som bidrager med flest "nye" arter. Denne procedure gennemførte vi for datasættet med truede arter, og nåede frem til et netværk med syv områder, som dækkede alle 51 naturtyper, og som samtidig repræsenterede 11 truede arter svarende til 69% af disse. Denne effektivitet er næsten på højde med 'de syv bedste områder mht. truede arter' (114 arter svarende til 71%). De syv områder er: Møn, Bornholm, Skagen, Det Midjyske Søhøjland, Tystrup-Bavelse/Suså, Københavns omegn og Skjern Å. Flexibiliteten i udpegningen betyder med andre ord, at det er muligt på én gang at tage vidt hensyn til både arter og naturtyper.

5.3 Konklusioner

- **Nationalparkernes naturareal kan optimeres.** Inden for en ramme af syv nationalparker kan der opnås en væsentlig bedre arealmæssig dækning af §3-naturtyperne eng, hede, mose, marsk+strandeng samt sø, end der er i de syv pilotområder.

- **Hede, marsk/strandeng og sø er bedst repræsenteret i pilotområderne.** I forhold til det samlede danske areal af disse er §3-naturtyperne hede, marsk og strandeng samt sø velrepræsenteret (hhv. 19% 18% og 17%) i de syv pilotområder, mens eng og overdrev er dårligt repræsenteret (hhv. 4% og 5%). Repræsentationen af mose og skov er hhv. 8% og 7%.
- **Nationalparkerne kan repræsentere alle Habitatdirektivets naturtyper.** Inden for en ramme af syv nationalparker, kan der opnås repræsentation af de i alt 51 af habitatdirektivets terrestriske eller ferskvandstilknyttede naturtyper, som findes i Danmark. Repræsentationen af EU-naturtyperne kan optimeres væsentligt i forhold til pilotområderne mht. både antal naturtyper og antal forekomster.
- **Pilotområderne repræsenterer ikke alle habitatdirektivets naturtyper.** De syv pilotområder repræsenterer 44 af de i alt 51 af habitatdirektivets terrestriske eller ferskvandstilknyttede naturtyper, som findes i Danmark. Blandt de 44 naturtyper er 10 af de i alt 11 prioriterede naturtyper.
- **Hensynet til arter og naturtyper kan forenes.** Det er muligt at udpege et netværk af nationalparker der på én gang tager vidt hensyn til dækningen af arter og habitatdirektivets naturtyper.

6 Rekreativ værdi

Der er to hovedformål med at inddrage den rekreative værdi i nærværende undersøgelser. Det ene er, at præsentere en række potentielle indikatorer for den rekreative værdi af de 32 større sammenhængende naturområder og beskrive generelle tendenser i friluftslivet. Det andet er at belyse i hvilken grad prioritering af områderne efter deres rekreative værdi kan kombineres med de beskrevne prioriteringer baseret på udbredelsen af dyre- og plantearter

Den rekreative værdi, eller friluftsværdien, af et naturområde kan opgøres på talrige måder. Økonomiske værdisætning er en veletableret metode til at kvantificere værdien af skov- og naturarealer (se f.eks. Englin og Mendelsohn, 1991; Mattson og Li, 1995; Boxall m.fl., 1996, Scarpa m.fl. 2000). Metoderne er dog også behæftet med stor usikkerhed, og særdeles datakrævende. Vi benytter derfor i nærværende undersøgelse en indgangsvinkel, der tager udgangspunkt i kvantitative opgørelser af, hvor meget forskellige områder bruges til rekreative formål.

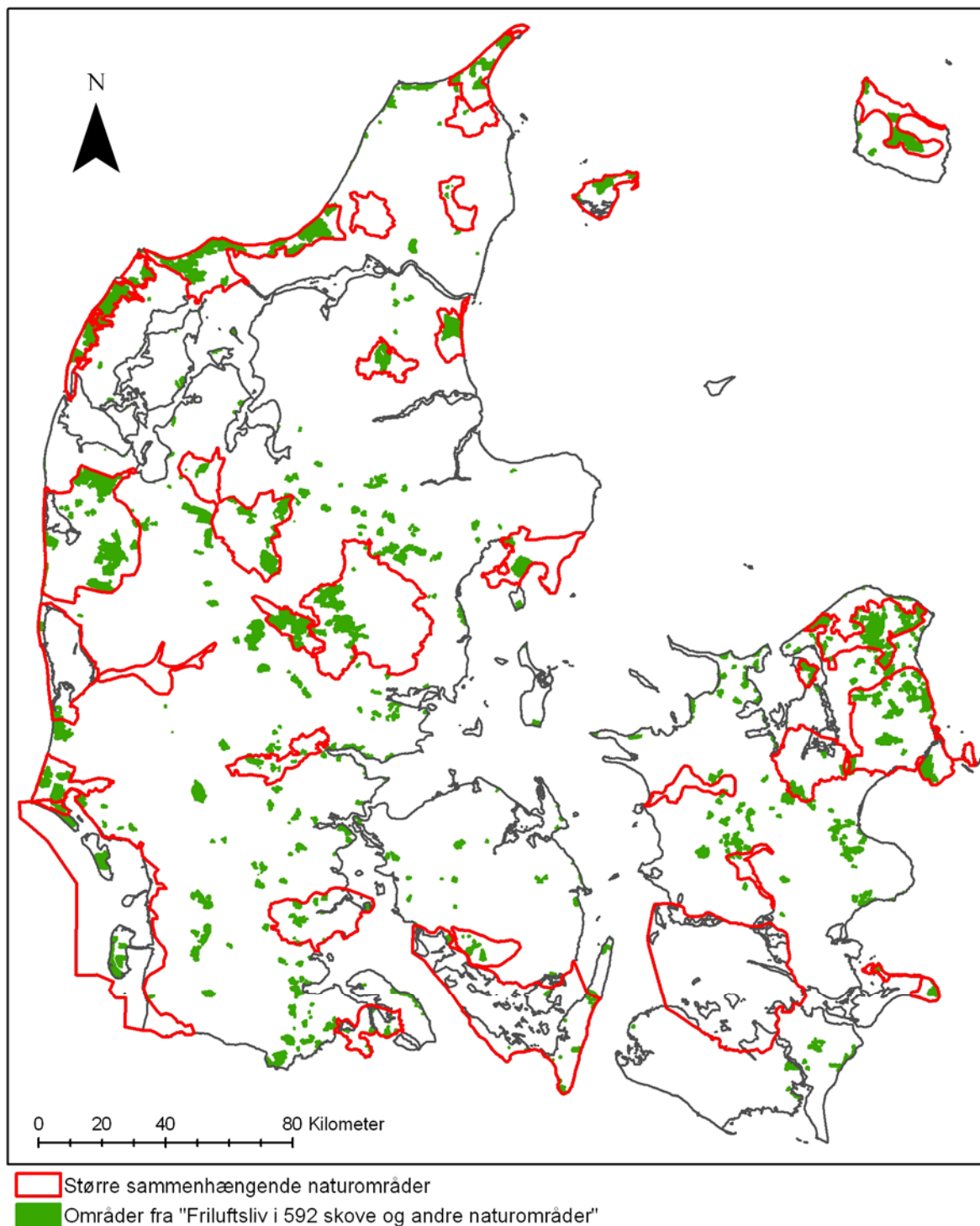
6.1 ”Friluftsliv i 592 skove og andre naturområder”

Denne analyse baseres primært på to datakilder vedrørende den rekreative brug af danske naturområder. Den ene er Frank Søndergård Jensens rapport ”Friluftsliv i 592 skove og andre naturområder” fra 2003, der er baseret på en landsdækkende undersøgelse udført i 1996-97. Undersøgelsen omfatter en kvantitativ opgørelse af folks besøg og aktiviteter i naturområderne og er uden sammenligning den største undersøgelse af sin art herhjemme.

Undersøgelsen (som herefter refereres til som ”friluftslivsundersøgelsen”) tager udgangspunkt i 9874 stikprøvevise optællinger af parkerede biler på i alt 2159 lokaliteter på 20 tidspunkter i løbet af et år. Dette blev kombineret med en spørgeskemaundersøgelse med i alt ca. 40.000 besvarede skemaer. I undersøgelsen opgøres for hvert naturområde en lang række parametre, hvoraf mange kan betragtes som indikatorer for områdernes rekreative værdi. Vi har valgt i denne sammenhæng at gøre brug af følgende i tre parametre:

- Det totale antal besøgstimer i områderne.
- Naturgæsternes transportafstand til områderne.
- Antallet af udenlandske bilbesøgstimer i områderne.

Med henblik på anvendelse af data fra friluftslivsundersøgelsen i sammenhæng med de potentielle nationalparker, har vi opgjort, hvilke af de 592 områder, som ligger helt eller delvis inden for hvert af de 32 større sammenhængende område i nærværende projekt (Figur 26). Ud fra dette har vi beregnet én værdi for hver indikator for hver af de 32 områder. I de få tilfælde, hvor et område fra friluftslivsundersøgelsen overlapper med to eller flere af vores 32 områder, er indikatorværdierne kun medregnet i det område, som indeholder den største del af friluftslivsundersøgelsens område.



Figur 26. Områder som indgår i undersøgelsen "Friluftsliv i 592 skove og andre naturområder" (Jensen 2003) samt de 32 større sammenhængende naturområder defineret i nærværende undersøgelse.

6.1.1 De tre indikatorer

Det totale antal besøgstimer

Det totale antal personbesøgstimer pr. år er den mest direkte indikator for områdernes aktuelle rekreative værdi. I friluftslivsundersøgelsen fremkom disse tal ved at estimere det årlige bilbaserede besøgstal på baggrund af de optalte biler og spørgeskemaoplysninger om gruppestørrelsen og hertil lægge et estimat over antallet af gående og cyklende gæster baseret på erfaringer fra tidligere undersøgelser. Til brug i nærværende analyse estimeres den

rekreative værdi i hvert af de 32 områder som summen af det totale antal besøgstimer pr. år i de indeholdte områder fra friluftslivsundersøgelsen.

Naturgæsternes transportafstand

Det væsentligste formål med at inddrage transportafstanden i nærværende undersøgelse er at få en indikator for områdernes attraktionsværdi. Det totale besøg udtrykker nemlig ikke nødvendigvis, hvor attraktivt eller kendt et område er set i en regional eller national skala, hvilket kan have særlig interesse i sammenhæng med nationalparkerne. Dette skyldes, at besøgstallet opgjort som beskrevet omfatter den samlede anvendelse af områderne, dvs. både besøgende fra det umiddelbare opland samt tilrejsende længere væk fra. Erfaringsmæssigt udgør den lokale anvendelse typisk en stor del af besøgstimerne og er i meget høj grad bestemt af oplandets størrelse og befolkningstæthed (Jensen 2003). Transportafstanden derimod udtrykker i et vist omfang, hvor langt folk er villige til at køre for at besøge et område. Transportafstanden anvendes derfor ofte som udtryk for naturområdets attraktionsværdi bl.a. i forbindelse med økonomisk værdisætning. Desuden omfatter opgørelsen af transportafstand alene bilbaserede besøg og udelukker derfor en stor del af den helt lokale anvendelse af områderne.

Transportafstanden er i friluftslivsundersøgelsen opgivet som gennemsnitlig rejseafstand til lokaliteten i km. Der er tale om transporten ”samme dag”, dvs. fra hjemmet eller ferieopholdsstedet og altså ikke rejseafstanden hjemmefra for overnattende turister. Som allerede nævnt indeholder hvert af de 32 større områder data fra flere undersøgte lokaliteter. For at vægte de mest attraktive lokaliteter og mindske indflydelsen af eventuelle nærliggende områder af mere lokal betydning, har vi valgt at tillægge hvert af de 32 områder den højeste gennemsnitlige transportafstand blandt de indeholdte områder fra friluftslivsundersøgelsen.

Antal udenlandske bilbesøgstimer

Omfanget af udenlandske bilbesøg udtrykker i et vist omfang den rekreative værdi af områderne set i et internationalt perspektiv. Man skal dog være opmærksom på, at et stort antal udenlandske gæster ikke behøver at være er udtryk for at gæsterne er kommet til Danmark for at besøge netop dét område. Tallene vil ofte udtrykke enten det simple faktum at området ligger i nærheden af turisternes opholdsteder, eller at området er så attraktivt, at mange vælger at besøge det, når de er i Danmark. Vi har beregnet det udenlandske besøg i hvert af friluftslivsundersøgelsens områder på basis af opgivne data for det totale antal bilbesøgstimer pr. år og procentdelen af udenlandske bilbesøgstimer. Som værdi for de 32 områder benyttes summen af udenlandske bilbesøgstimer pr. år i de indeholdte områder fra friluftslivsundersøgelsen.

6.1.2 Begrænsninger ved datamaterialet

Der er en række begrænsninger ved friluftslivsundersøgelsens data, som det er vigtigt at være opmærksom på. Den væsentligste af disse drejer sig om datas geografiske dækning i relation til vores 32 potentielle nationalparker. Blandt andet findes der i Store Vildmose, Skjern Å, Åmosen/Tissø og Smålandsfarvandet ikke nogen områder fra friluftslivsundersøgelsen (Figur 26). Dette betyder selvsagt ikke, at der ikke forekommer nogen rekreativ brug af naturen i disse områder. For Skjern Å er besøgstallet tilmed steget kraftigt de senere år på grund af genopretningen af naturen i området og etablering af nye faciliteter for naturgæsterne. I de øvrige 28 større områder indgår der fra to til 26 områder af friluftslivsundersøgelsens områder. Der er således stor forskel på, hvor dækkende data er for områderne og dermed på sikkerheden af data. Det skal også bemærkes, at der i friluftslivsundersøgelsen er data for enkeltområder, som er behæftet med særlig stor usikkerhed. Vi har dog

valgt at medtage disse for at gøre det samlede datagrundlag så stort som mulig. I alt indgår der data fra 198 af friluftslivsundersøgelsens områder.

En anden begrænsning ved data skyldes en række skævheder i disse (bias). Den væsentligste skyldes, at undersøgelsen på trods af dens omfang langt fra dækker alle danske skove og naturområder. De områder, som indgår i rapporten, er ikke udvalgt for at give et repræsentativt billede af naturanvendelsen på nationalt plan. Undersøgelsen bygger på frivillig tilmelding fra offentlige skov- og naturadministratorer (stat, amter og kommuner) samt private ejere, fonde m.m., hvilket medfører en række skævheder i datamaterialet.

Der er bl.a. i materialet en stor overvægt af skovområder. Det reflekterer i nogen grad virkeligheden, idet en stor del af de danske naturområder rent faktisk er skov. Skovene er dog overrepræsenteret, bl.a. fordi statsskovdistrikterne blev dikteret deltagelse i undersøgelsen fra centralt hold. Denne overrepræsentation af skove kan betragtes som en svaghed, da mange af de potentielle nationalparkområder ikke er udpeget primært for deres indhold af skov. Undersøgelsen skønnes at omfatte omkring 25% af det danske skovareal. Et tilsvarende estimat er ikke gjort for andre naturtyper. Under alle omstændigheder skønner Frank Søndergaard Jensen (personlig meddelelse), at datamaterialet for besøg i andre naturtyper end skov, er for begrænset til at kunne bære selvstændige analyser på landsplan.

En anden skævhed er, at statsejede områder er stærkt overrepræsenterede. Det vides til gengæld, at statsskovene generelt er mere velbesøgte end de private skove. Undersøgelsen omfatter derfor en relativt større andel af skovbesøgene end af skovarealet.

En sidste generel skævhed i talmaterialet er en tendens til, at de tilmeldte områder er de mest kendte og anvendte. Dette gælder i høj grad de privatejede områder, hvis deltagelse i undersøgelsen i mange tilfælde var betinget af den forretningsmæssige interesse i resultaterne. Samme tendens gør sig dog gældende for områder ejet eller administreret af amter eller kommuner. Det mest udprægede eksempel er strandene, som hovedsageligt repræsenteres af relativt få meget besøgte lokaliteter. Igen kan man dog retfærdiggøre anvendelsen af data med, at det i høj grad er en opgørelse over de mest besøgte områder, der er interessant i denne sammenhæng.

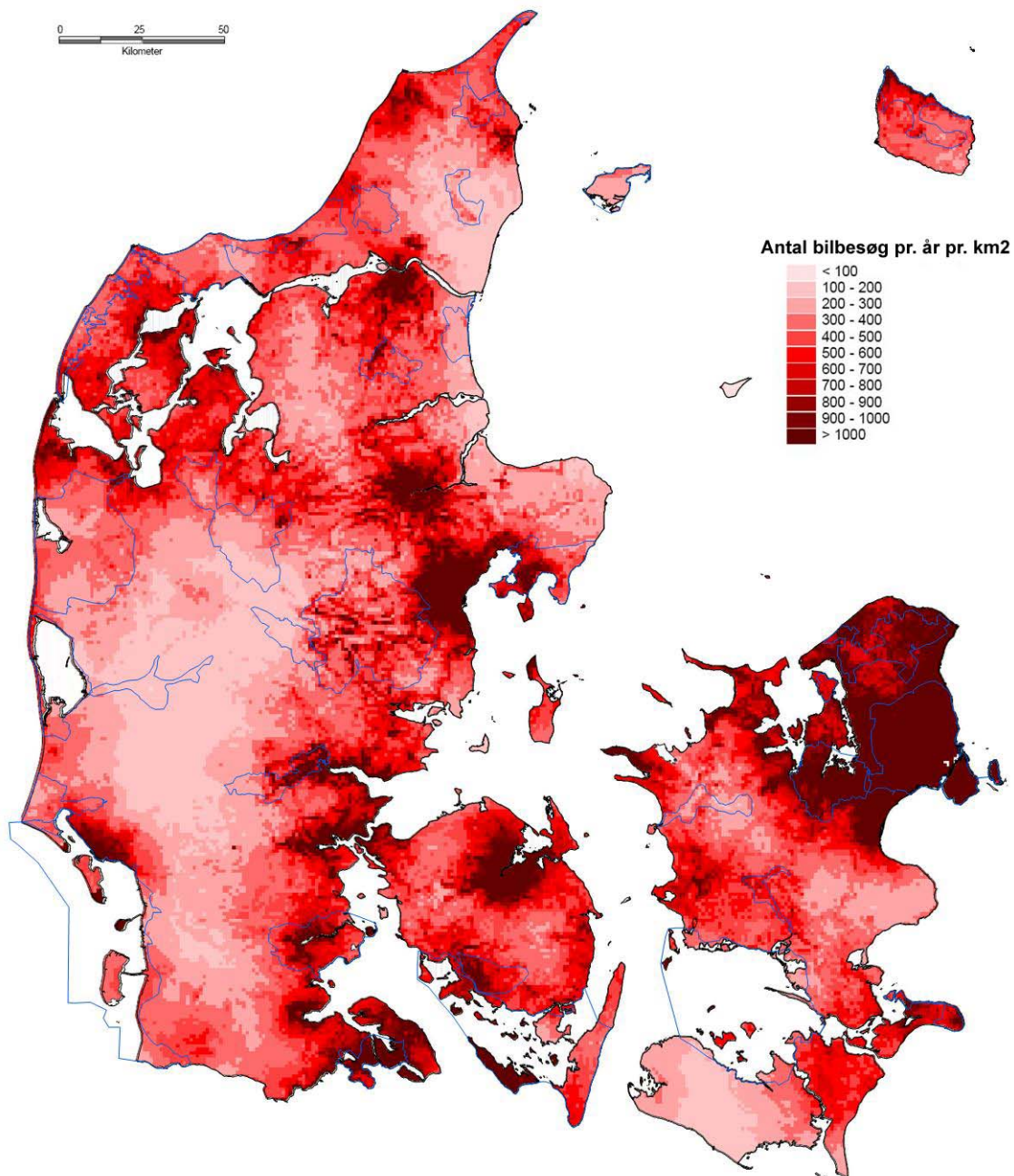
6.2 Modelbaserede estimater af besøgspotentialitet i den danske natur

I friluftslivsundersøgelsen blev der udført konkrete registreringer af naturområdernes anvendelse. I modsætning til dette bygger vores anden kilde til data for rekreativ værdi på det potentielle besøgstal estimeret med en landsdækkende model udviklet af Hans Skov-Petersen, Skov og landskab (Skov-Petersen, 2003). Modellen er baseret på GIS (Geografisk Informationssystem) og estimerer besøgspotentialitet i eksisterende eller planlagte naturområder på basis af befolkningstætheden i oplandet, tilstedeværelsen af sommerhuse, campingpladser, hoteller m.v., oplysninger om vejnettet, arealet af skov, strand og andre naturtyper, oplysninger om aktuelle bilbesøgstal (fra friluftslivsundersøgelsen beskrevet ovenfor) samt data fra en tidligere undersøgelse om danskernes rekreative adfærd i naturen, herunder transportmåde, besøghyppighed og -længde samt deres foretrukne naturtyper.

Denne ”grundmodel” er dernæst kombineret med en række informationer om nogle konkrete områder og testet imod data fra friluftslivsundersøgelsen beskrevet ovenfor. De faktorer, som øgede modellens forklaringsgrad signifikant (og dermed dens prædiktive egen-

skaber) var landskabets karakter udtrykt ved et indeks for, hvor kuperet området er samt afstanden til kysten og information om hvorvidt, der findes en informationsfolder om området. Det sidste kan være udtryk for to ting. Dels at en informationsfolder tiltrækker besøgende og dels det faktum, at mange af disse foldere omhandler steder, som i forvejen er klassiske og velbesøgte udflugtsmål.

En fordel ved modelbaserede estimer er, at de i modsætning til friluftslivsundersøgelsen er fuldstændigt landsdækkende, samt at estimerne for alle områder er lavet med de samme forudsætninger. I sammenhæng med nationalparkerne er besøgspotentialt desuden på mange måder mindst lige så interessant som det aktuelle besøgstal.



Figur 27. Beregnet besøgspotentialt ved skovrejsning i Danmark med angivelse af de 32 større sammenhængende naturområder defineret i nærværende undersøgelse. (fra Skov-Petersen 2002)

Den optimale måde at udnytte modellen på i relation til udpegning af nationalparker, ville være at udføre en egentlig modelkørsel på basis af detailoplysninger om hvert af de 32 områder. Disse oplysninger skulle bl.a. omfatte den forventede fremtidige arealmæssige fordeling af naturtyper. Man skulle desuden antage eksistensen af en informationsfolder, da man må forvente en maksimal markedsføring af de fremtidige nationalparker. En modelkørsel har imidlertid ikke været muligt indenfor rammerne af nærværende projekt. I stedet benytter vi data fra en allerede gennemført modelkørsel, som på landsplan belyser besøgs-potentialet ved skovrejsning. Dette er naturligvis en begrænsning i og med at skoven i flere af nationalparkerne ikke er den væsentligste naturtype, og det er vigtigt at være opmærksom på, at der her ikke er tale om en detaljeret vurdering af de enkelte områders besøgs-potentiale. Omvendt er der faktisk et betydeligt indslag af skov i en stor del af de potentielle områder, og bedømt ud fra folks nuværende naturpræferencer vil antagelsen om skovrejsning næppe underestimere besøgs-potentialet.

Figur 27 viser det modelberegnete besøgs-potentiale ved skovrejsning som antal bilbesøg pr km² pr. år med en opløsning på 1×1 km. Som data for de 32 områder benytter vi det gennemsnitlige besøgs-potentiale i hvert område estimeret ved aflæsning af figuren.

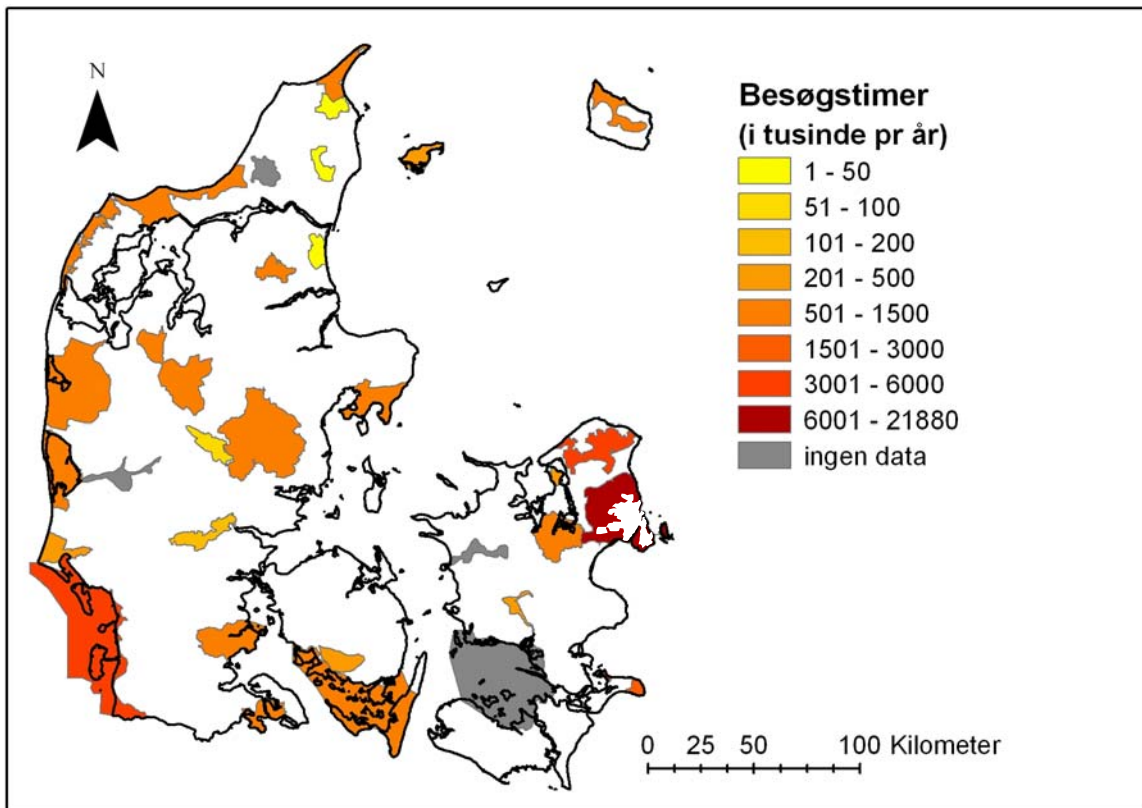
6.3 Resultater og analyser

I det følgende analyserer vi de rekreative data med henblik på brug af disse til prioritering af potentielle nationalparker generelt og ikke mindst i relation til de beskrevne biologiske prioriteringer. Datamaterialet er på trods af de beskrevne begrænsninger så omfattende, at resultaterne af disse analyser er relevante. Begrænsningerne betyder imidlertid, at man primært skal uddrage nogle hovedlinier. Det er i fortolkningen vigtigt at tage behørigt hensyn til usikkerheden og ikke tillægge de præcise værdier for de enkelte områder for høj vægt. De beregnede værdier for de fire indikatorer for hvert af de 32 områder er angivet samlet i Bilag 6, men de præsenteres og kommenteres hver for sig i det følgende.

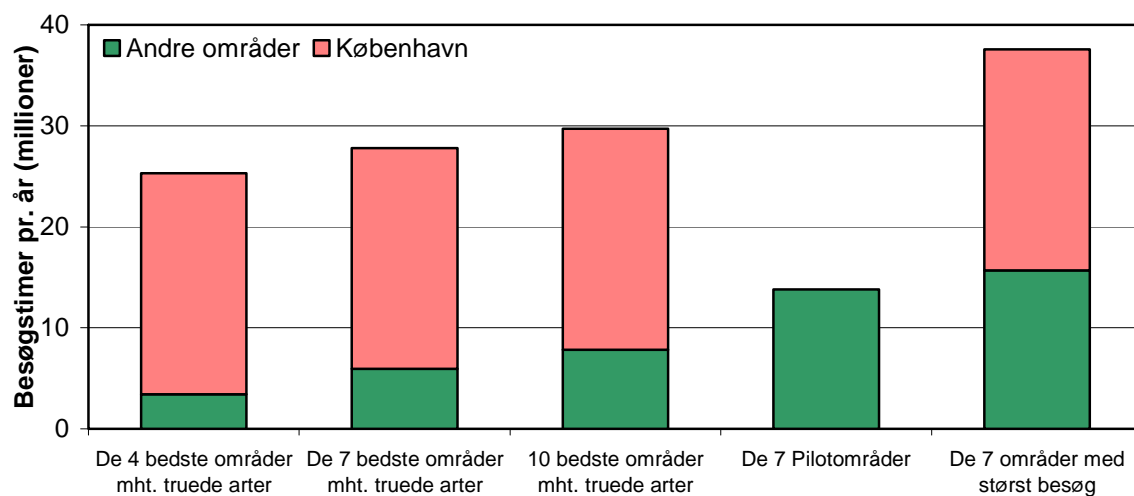
6.3.1 Besøgstimer

Med et besøg på omkring 22 millioner timer pr. år er Københavns omegn det suverænt mest besøgte af de 32 områder (Figur 28). Heraf blev omkring 15 millioner timer lagt alene i Jægersborg Dyrehave og Jægersborg Hegn, svarende til næsten 1/3 af de samlede besøg på ca. 47 millioner timer registreret de 32 områder. Markant høje besøgstal er der også i Vadehavet og i Nordsjælland med omkring 5 millioner timer pr. år. I disse områder er det Rømø Strand (Vadehavet) samt Gribskov/Stenholt Vang og Tisvilde Hegn m.v. (Nordsjælland), som står for hovedparten af besøgene. Det høje besøgstal i København omegn og i Nordsjælland skyldes i høj grad besøgende fra områdernes meget tæt befolkede opland, mens der i Vadehavet hovedsageligt er tale om feriegæster.

For at vurdere områdernes rekreative værdi i forhold til de biologiske prioriteringer har vi beregnet det totale besøg i hhv. de fire, syv og ti bedste områder mht. truede arter (fra Tabel 6, side 50) samt de syv pilotområder. Til sammenligning har vi også beregnet det totale besøg i de syv områder med det største besøg (Figur 29). Resultaterne viser af gode grunde, at besøgstallet er langt størst i netværk, hvor Københavns Omegn indgår, dvs. i alle de viste netværk med undtagelse af pilotområderne. Hvis man ser på besøgstallet uden for Københavns Omegn, er besøgstallet større i pilotområderne end i netværkene optimeret med hensyn til truede arter. Det skyldes primært at både Nordsjælland og Vadehavet er blandt pilotområderne.



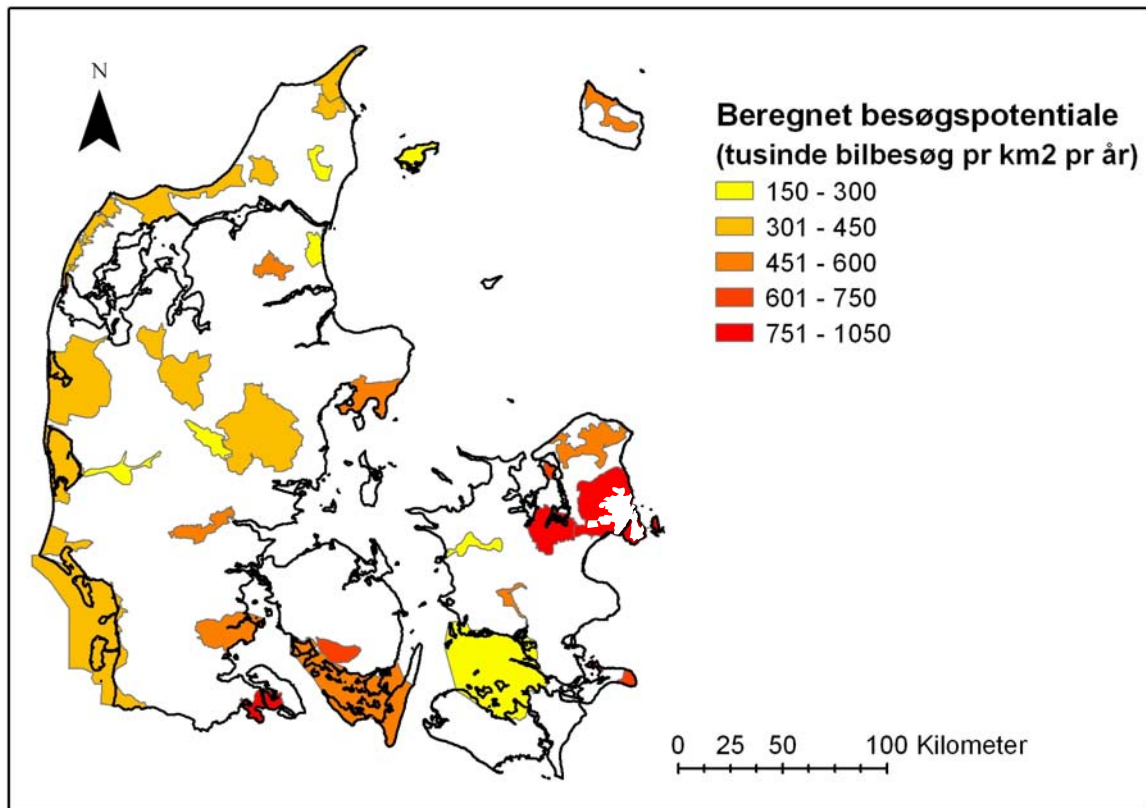
Figur 28. Totalt årligt besøg i de 32 større naturområder (data fra Jensen 2003)



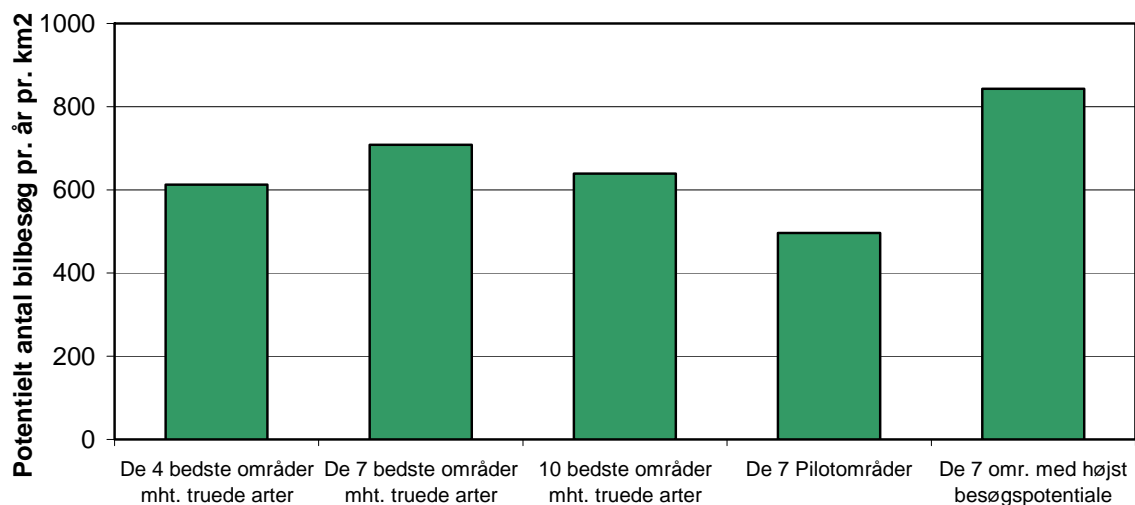
Figur 29. Totalt årligt besøg i forskellige potentielle netværk af nationalparker. (Københavns Omegn er indtegnet særskilt alene for at markere det meget høje besøgstal i området).

6.3.2 Beregnet besøgs-potentiale

Forskellen imellem områderne er væsentligt mindre for det beregnede besøgs-potentiale end for de netop beskrevne besøgstal, men også her ligger Københavns omegn i toppen (Figur 30). Blandt områderne med højst besøgs-potentiale må det for Københavns Omegn, Roskilde/Lejre og Nordsjælland igen antages, at det tæt befolkede opland gør udslaget. Mens det for områder som Dybbøl/Sønderborg og Møn må antages, at områdernes særlige kulturhistoriske hhv. landskabsmæssige attraktionsværdi spiller en væsentlig rolle ved at tiltrække folk længere væk fra.



Figur 30. Beregnet besøgspotentialie i de 32 større områder (data fra Jensen 2003)

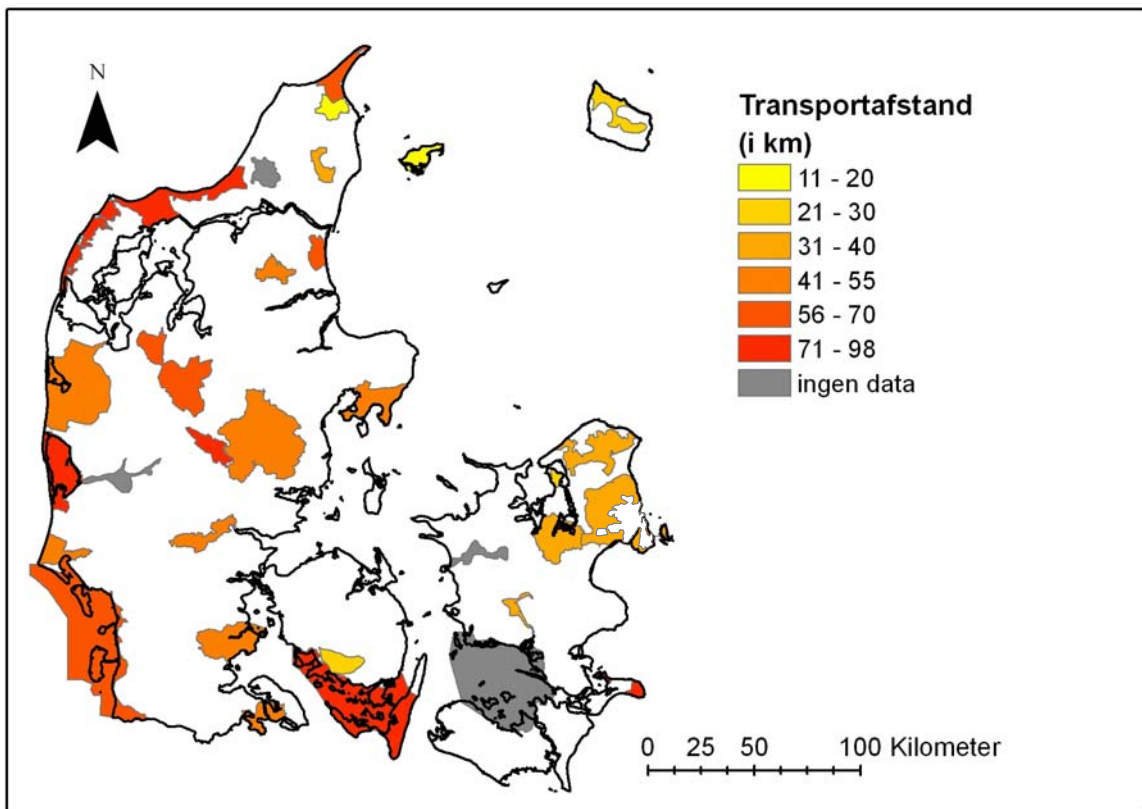


Figur 31. Beregnet besøgspotentialie i forskellige potentielle netværk af nationalparker.

Det gennemsnitlige besøgspotentialie i 'de syv bedste områder mht. truede arter' ligger omkring 40% over pilotområderne (Figur 31), hvilket viser den modsatte tendens end de faktiske besøgstal. Forskellen imellem de to netværk skyldes primært, at 'de syv bedste områder mht. truede arter' tæller både Københavns omegn, Roskilde/Lejre og Møn, alle med særlig højt beregnet besøgspotentialie, mens pilotområderne med Nordsjælland og Møn kun tæller to sådanne områder. Gennemsnittet for de syv områder med højst besøgspotentialie ligger betydeligt over pilotområderne, men bemærkelsesværdigt lidt over 'de syv bedste områder mht. truede arter' (Figur 31).

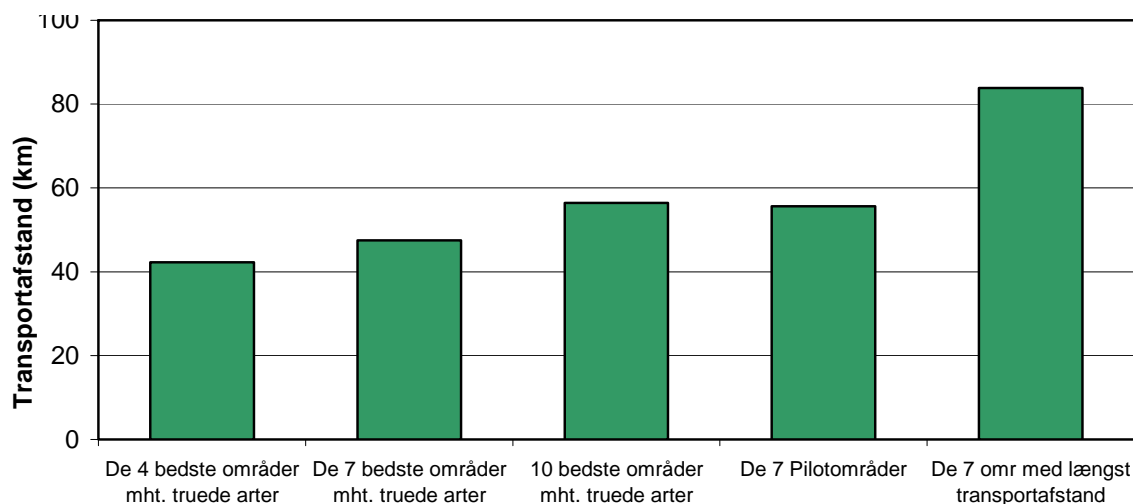
6.3.3 Transportafstand

Mønsteret for transportafstanden afviger tydeligt fra mønsteret i besøgstallene. Naturgæsterne transportafstande er høje i de fleste områder langs den jyske vestkyst (Figur 32). Ud over at indikere en attraktionsværdi for disse områder skyldes resultaterne naturligvis også, at det vestlige Jylland er tyndt befolket og at transportafstandene navnlig til strandene er større end i f.eks. hovedstadsområdet (København og Nordsjælland). Mønsteret indikerer dermed også, at områderne langs vestkysten besøges af langt flere end de feriegæster, som bor i sommerhuse eller på campingpladser i eller omkring de aktuelle områder. For områder som Møn, Skagen og Det Sydfyske Øhav er en lang transporttid formodentligt et udmærket udtryk for områdernes attraktionsværdi, hvilket understøttes af et højt besøgstal og besøgspotentiale på trods af det mere tyndt befolkede nære opland. I områderne Lille Vildmose og Ulkjær Mose/Hjøllund/Vrads er der registreret en meget høj transportafstand på trods af et yderst begrænset besøgstal. Dette må ses som et udtryk for, at områderne har nogen værdier, som nogle få er villige til at køre langt efter. Det kan nævnes, at det i Ulkjær Mose/Hjøllund/Vrads konkret var Gludsted Plantage, der havde den største gennemsnitlige transportafstand.



Figur 32. Naturgæsterneas transportafstand i de 32 større områder (data fra Jensen 2003)

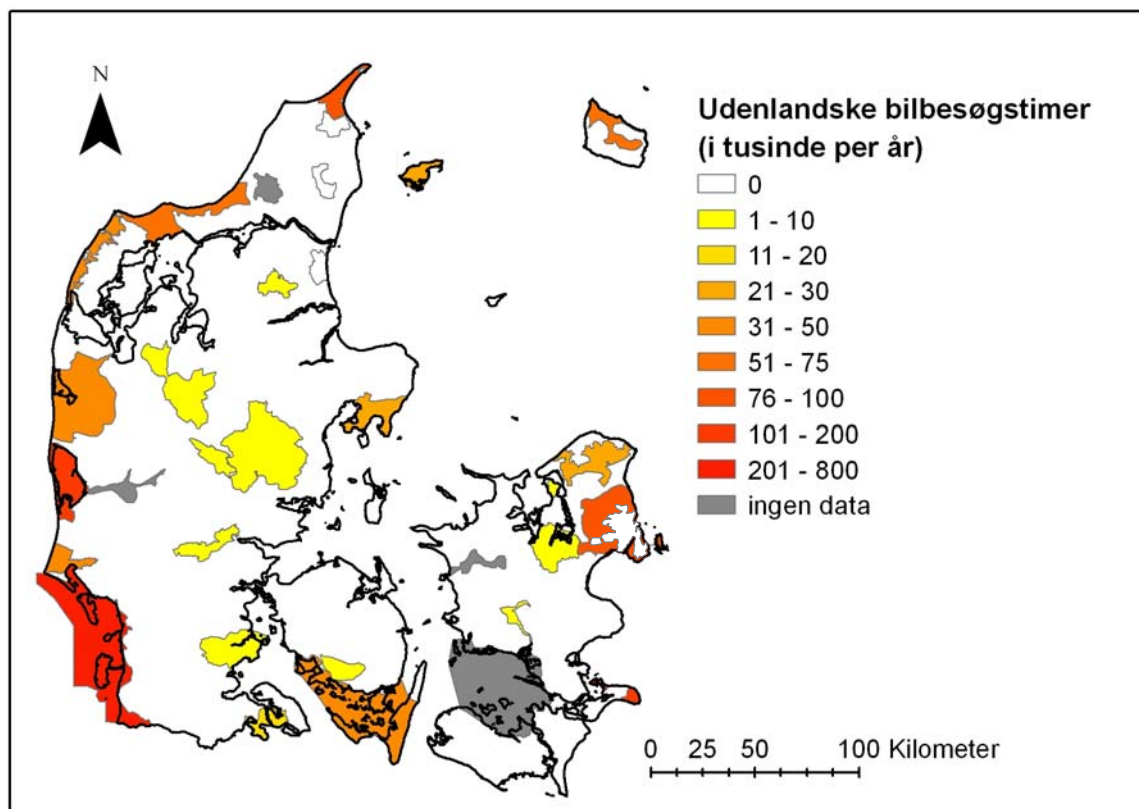
Der er kun en beskedent forskel på den gennemsnitlige transportafstand registreret i de bedste 4-10 områder udpeget mht. til truede arter og de syv pilotområder (Figur 33). Sammenlignes specifikt med 'de syv bedste områder mht. truede arter', ligger pilotområderne lidt højere primært pga. af Thy. Blandt andre områder med stor transportafstand kan nævnes Møn, som er i begge netværk, samt Lille Vildmose blandt pilotområderne og Skagen blandt de 'syv bedste områder med hensyn til truede arter'. Gennemsnittet blandt de syv områder med højst transportafstand er væsentligt større end nogen af de øvrige netværk. Disse områder har alle høje transportafstande, og forskellen kan ikke i tilskrives nogle få områder.



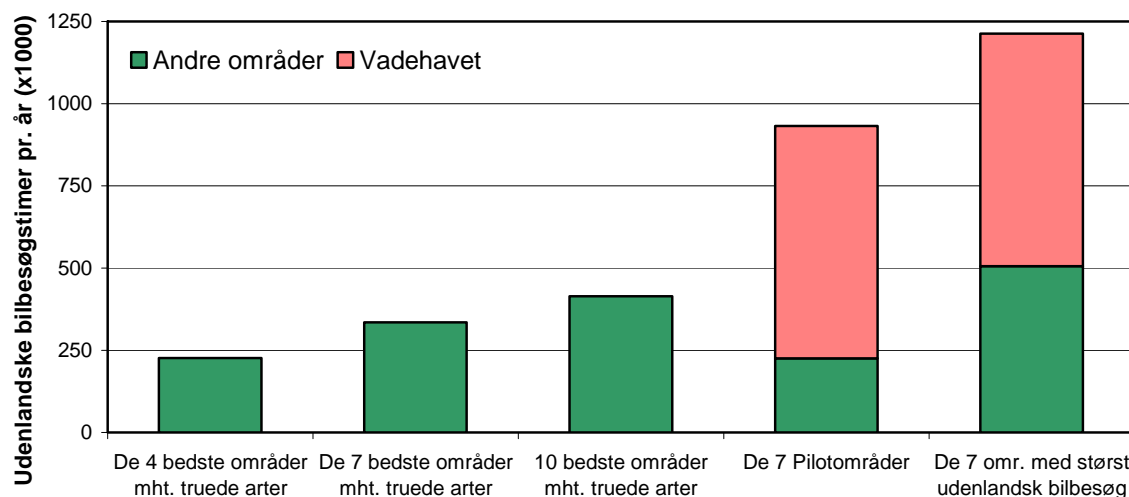
Figur 33 Gennemsnitlig transportafstand i forskellige potentielle netværk af nationalparker.

6.3.4 Udenlandske bilbesøg

Vadehavet har med omkring 0,7 millioner timer pr. år det uden sammenligning største udenlandske bilbesøg. Heraf står alene Rømø Strand for over 0,5 millioner timer, svarende til 35% af det totale antal udenlandske bilbesøgstimer i de 32 områder. Det næsthøjeste tal blev registreret i Ringkøbing Fjord (116.000) efterfulgt af Skagen, Møn og Københavns Omegn (Figur 34) Det generelle mønster er store udenlandske besøgstal i ferieområderne langs den jyske vestkyst, samt i hovedstadsområdet, hvilket ikke er overraskende. For denne, som for flere af de andre indikatorer ser vi desuden, at Møn og Skagen har høje værdier. Det udenlandske besøg følger dermed i et vist omfang mønsteret for transportafstanden.



Figur 34. Udenlandske bilbesøg i de 32 større naturområder områder (data fra Jensen 2003).



Figur 35. Gennemsnitligt udenlandsk bilbesøg i forskellige potentielle netværk af nationalparker. (Vadehavet er indtegnet særskilt alene for at markere det meget høje besøgstal i området)

Der er imidlertid en række områder beliggende i det østlige Jylland og på Midsjælland, der bedømt ud fra transportafstanden har en relativt høj attraktionsværdi for danskere, men som slet ikke slår igennem blandt de udenlandske turister. I kraft af Vadehavet er det samlede udenlandske besøgstal i pilotområderne langt større end i netværkene med de fire, syv og ti bedste områder mht. truede arter (Figur 35) Hvis der ses bort fra Vadehavet, er besøgstallet imidlertid større i 'de syv bedste områder mht. truede arter'. Det er det i kraft af et stort udenlandsk besøg i Skagen, Københavns Omegn og Bornholm i dette netværk, samt at udenlandske biler er stort set fraværende i pilotområdet Lille Vildmose. De syv områder med det største udenlandske besøg ligger væsentligt over de øvrige netværk både med og uden Vadehavet.

6.3.5 Tværgående vurdering

Til brug for en tværgående vurdering af områdernes rekreative værdi er rangfølgen for de 15 øverst rangerende områder for hver af de fire beskrevne indikatorer vist i Tabel 14.

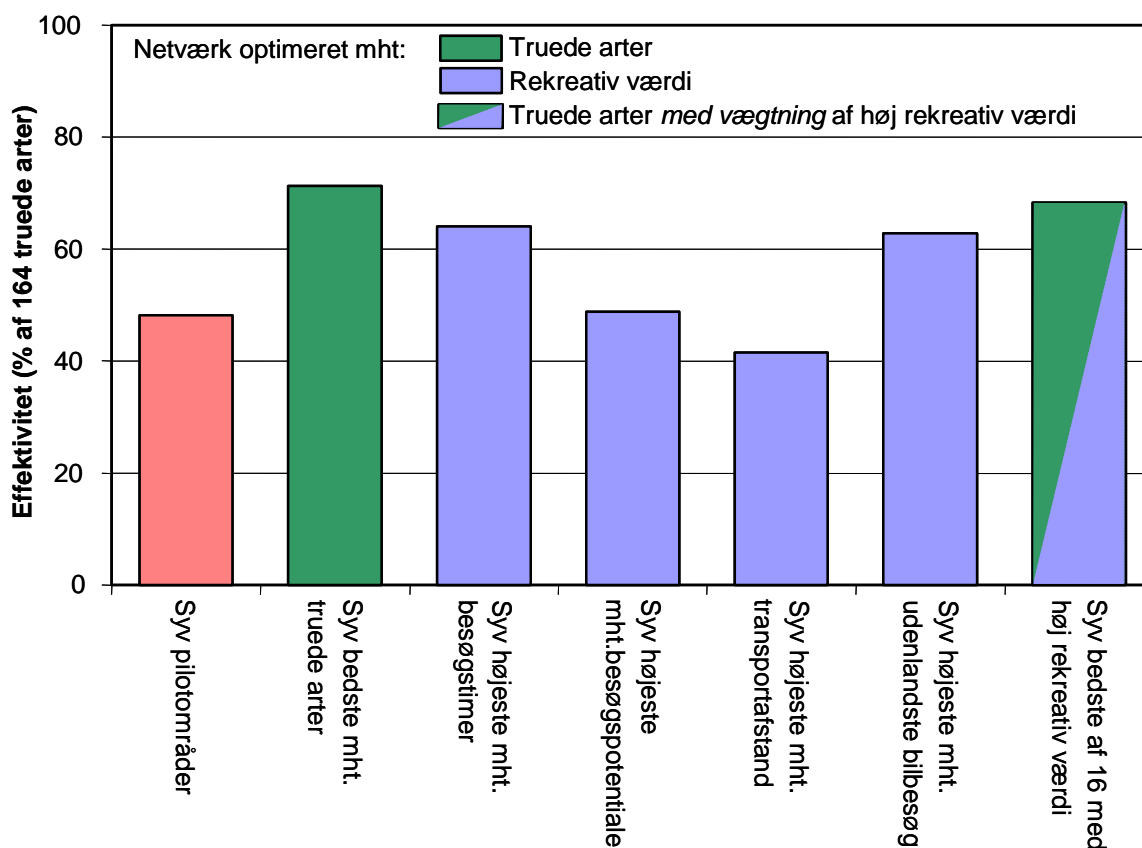
Tabel 14. Rangfølgen af de 15 højst placerede større naturområder for de fire beskrevne indikatorer for rekreativ værdi. Officielle pilotområder, er markeret med grå baggrund. Undersøgelingsområder er markeret med (u). (se i øvrigt tekst).

Besøgstimer	Besøgspotentiale	Transportafstand	Udenlandske bilbesøg
1 Københavns Omegn	1 Københavns Omegn	1 Ulkjær M./Hjælland/Vrads	1 Vadehavet
2 Vadehavet	2 Dybbøl / Sønderborg	2 Thy	2 Ringkøbing Fjord
3 Nordsjælland	3 Roskilde / Lejre (u)	3 Ringkøbing Fjord	3 Møn
4 Møn	4 Nordsjælland	4 Det Sydfynske Øhav	4 Skagen
5 Skagen	5 Møn	5 Møn	5 Københavns Omegn
6 Ringkøbing Fjord	6 Svaninge Bakker	6 Hanherred / Vejlerne	6 Hanherred / Vejlerne
7 Bornholm	6 Jægerspris Nordskov	7 Lille Vildmose	7 Bornholm
8 Hanherred / Vejlerne	8 Vojens-Haderslev Ådal	8 Skagen	8 Thy
9 Det Midtjyske Søhøjland	8 Det Sydfynske Øhav	9 Midtjyske heder/Karup Å	9 Vestjylland
10 Thy	10 Mols	10 Vadehavet	10 Kallesmærsk H./Varde Å
11 Vojens-Haderslev Ådal	10 Tystrup-Bavelse/Suså	11 Kallesmærsk H./Varde Å	11 Det Sydfynske Øhav
12 Vestjylland	10 Bornholm	12 Vejle Å / Grejsdalen	12 Mols
13 Dybbøl / Sønderborg	10 Vejle Å / Grejsdalen	13 Dybbøl / Sønderborg	13 Læsø
14 Roskilde / Lejre (u)	14 Rold Skov	14 Vestjylland	14 Nordsjælland
15 Mols	15 Skagen	15 Det Midtjyske Søhøjland	15 Dybbøl / Sønderborg

De fire indikatorer udtrykker forskellige aspekter ved naturområdernes rekreative anvendelse, og er ikke direkte indbyrdes sammenlignelige. I overensstemmelse med dette finder vi betydelige forskelle på rangfølgen af vores 32 områder alt efter hvilken indikator, som bruges. Alligevel er der nogen gennemgående træk. Eksempelvis optræder Møn blandt de fem højst placerede for alle fire indikatorer og Københavns Omegn blandt de fem højeste for tre indikatorer. Skagen, Hanherred/Vejlerne, Thy, Ringkøbing Fjord, Vadehavet og Bornholm er i top-10 for tre indikatorer og endelig er Nordsjælland og Det Sydfynske Øhav i top-10 for to indikatorer.

6.3.6 Sammenligning af prioriteringer baseret på arter og på rekreativ værdi

Med udgangspunkt i udpegning af syv nationalparker har vi for hver af de fire indikatorer for rekreativ værdi beregnet, hvor effektivt de syv højst rangerende områder tilsammen repræsenterer de 160 truede arter, som indgår i undersøgelsen. Beregningen viser, at effektiviteten i alle tilfælde er lavere end for 'de syv bedste områder mht. truede arter' (Figur 36). Der er imidlertid store forskelle alt efter hvilken indikator, der prioriteres efter. Flest truede arter er der i de syv områder med det højeste totale besøg tæt efterfulgt af de syv områder med højst udenlandske bilbesøg. Disse områder repræsenterer hhv. 64% og 62% af de truede arter hvilket er betydeligt over de syv pilotområderne (48%), men dog noget under 'de syv bedste områder mht. truede arter' (71%). Dårligst ligger de syv områder med højest transportafstand med kun 41% af de truede arter. Dette skyldes bl.a., at ingen af de fem vigtigste områder for de truede arter er blandt disse områder. Desuden er der hele tre områder ved den jyske vestkyst, som antageligt i stort omfang repræsenterer de samme arter.



Figur 36. Effektiviteten af en række potentielle netværk af nationalparker med hensyn til repræsentation af truede arter (se i øvrigt tekst).

For en umiddelbar betragtning viser resultaterne en vis uoverensstemmelse imellem en prioritering efter områdernes rekreative værdi, målt med de valgte indikatorer og et ønske om at repræsentere flest mulige (truede) arter. Det bør dog bemærkes, at prioritering efter to af indikatorerne som vist faktisk giver et hæderligt resultat med hensyn til truede arter. Tilsæder man i øvrigt en vis fleksibilitet i begge prioriteringer, ser det endnu bedre ud. Det har vi undersøgt ved at udtage de 16 områder, som optræder blandt de syv højst rangerende områder for mindst én af de fire indikatorer (dvs. områderne der indgår i de ”rekreative søjler” i Figur 36). Derefter har vi blandt disse 16 områder ved hjælp af maksimumanalyse udpeget de syv, som tilsammen dækker flest mulige truede arter. Det gør København Omegn, Bornholm, Skagen, Roskilde/Lejre, Møn, Det Sydfynske Øhav og Nordsjælland. Fem af disse områder går igen fra ’de syv bedste områder med hensyn til truede arter’ (Tabel 6, side 50), men i stedet for Det Midtjyske Søhøjland og Skjern Å optræder Det Sydfynske Øhav og Nordsjælland. Tilsammen dækker de syv områder 68% af de truede arter og er dermed kun lidt ringere end ’de syv bedste områder mht. truede arter’ (Figur 36). De har samtidig en bedre gennemsnitlig rekreativ værdi end både ’de syv bedste områder mht. truede arter’ og pilotområderne. Resultaterne viser, at det er muligt på én gang at tage vide hensyn til såvel den biologiske mangfoldighed som områdernes rekreative værdi ved udpegningen af nationalparker.

Der er en række forhold omkring de beskrevne analyser, som man skal være opmærksom på. Som allerede påpeget varierer datadækningen for de 32 områder betydeligt, hvorfor man kun skal hæfte sig ved hovedtrækkene i analyserne. For nogen områder kan de benyttede data være særligt misvisende. Det gælder f.eks. Skjern Å, som slet ikke er repræsenteret i friluftslivsundersøgelsen, og hvor beregningerne af besøgspotentialer baserer sig på data fra før genopretningen af åen. Et andet eksempel er Lille Vildmose, hvor hovedparten af området i dag er lukket for offentligheden, og besøgstallet bl.a. derfor naturligvis er lavt.

En eventuel prioritering efter rekreativ værdi i forbindelse med den faktiske udpegning af nationalparker bør hvile på en mere tilbunds gående og standardiseret analyse. En sådan analyse bør under alle omstændigheder også inddrage en reel vurdering af det fremtidige rekreative potentiale i de potentielle nationalparker, som det allerede er tilfældet med de syv pilotprojekter.

I forbindelse med udpegning af nationalparker er områdernes rekreative værdi af betydning i sig selv. Det er f.eks. interessant at vide hvor mange, der potentielt vil benytte parkerne og til hvad. Derudover har det interesse at vurdere de potentielle indtægter forbundet med friluftslivet i områderne. Her skal man være opmærksom på, at der ikke nødvendigvis er nogen simpel sammenhæng imellem besøgstallet og indtægterne. For eksempel vil en stor del af de mange besøgende i naturområderne i hovedstadsområdet blot ”gå en tur” og ikke lægge mange penge. Derimod kan der i et område som Skjern Å være betydelige indtægter forbundet med et relativt fåtalligt men betalingsstærkt publikum, som kommer tilrejsende f.eks. med henblik på sportsfiskeri i international klasse (se f.eks. Dubgaard m.fl., 2002). Endelig har den rekreative anvendelse af et område i sig selv en værdi i velfærdsøkonomisk forstand, som kan beregnes og indgå i egentlige Cost-Benefit-analyser.

6.4 Konklusioner

På baggrund af de beskrevne analyser vedrørende områdernes rekreative værdi kan man fastslå følgende:

- **Naturens rekreative værdi er højest i hovedstadsområdet og langs den jyske vestkyst.** Naturområderne med den højste rekreative værdi findes især i hovedstadsområdet (København, Nordsjælland, Roskilde), og langs den jyske vestkyst. Uden for disse regioner kan navnlig Møn fremhæves.
- **Hensynet til arter og rekreativ værdi kan forenes.** Det er muligt at udpege et netværk af nationalparker, der på én gang tager vidt hensyn til dækningen af arter og til områdernes rekreative værdi.
- **Pilotområderne ikke de optimale.** Et netværk med syv nationalparker kan placeres så det dækker væsentligt flere (truede) plante- og dyrearter end de syv pilotområder og samtidig har en højere samlet rekreativ værdi.

7 Andre aspekter ved prioritering af nationalparker

7.1 Økonomiske aspekter

Der er i det danske samfund begrænsede midler til rådighed for offentlig forvaltning på alle områder. Det gælder også for naturforvaltning. Prioritering og dermed indbyrdes værdisætning af forskellige tiltag er således en implicit del af den politiske virkelighed. Dette er den helt overordnede ramme og begrundelse for at gennemføre analyserne præsenteret i de foregående kapitler. Analyserne har til formål at belyse, hvordan forskellige målsætninger for etableringen af nationalparker opfyldes bedst inden for et givet ressourceforbrug. Som mål for ressourceforbruget – omkostningerne – har vi alene anvendt landareal (direkte eller indirekte i form af antal områder).

I sidste ende er det de økonomiske midler, som begrænser naturforvaltningsindsatsen. Det ville derfor være naturligt at inddrage økonomiske forhold mere direkte i prioriteringsanalyserne af potentielle nationalparker. Teknisk set lader dette sig gøre meget nemt, fordi de direkte eller indirekte arealmål, der er optimeret i forhold til i de beskrevne analyser, uden videre lader sig erstatte af økonomiske parametre. Ved at gøre dette kan de konkrete målsætninger for analyserne formuleres efter følgende skabelon: Hvilke områder repræsenterer til sammen flest truede arter inden for en samlet omkostning på x millioner kroner? Kan man nå de politiske målsætninger med de afsatte ressourcer? Hvor langt er vi fra de politiske (danske /EU/internationale) målsætninger en bæredygtig forvaltning af dansk, europæisk, global biodiversitet og hvad koster det at nå dem? At vi alligevel har afholdt os fra at gøre dette, skyldes manglen på landsdækkende data, som på meningsfuld vis værdisætter de beskrevne 32 større naturområder eller beskriver de forventede omkostninger (eller indtægter) ved udlægning af områderne som nationalparker. Det er muligt i praksis at fremstille datasæt, som beskriver et eller flere af disse forhold. Denne opgave vil imidlertid være meget omfattende og ligger derfor uden for rammerne af dette projekt. Vi beskriver i det følgende hvordan beregningerne af et sådan datagrundlag kan gribes an og diskuterer vanskelighederne ved at opgøre de relevante økonomiske parametre.

7.1.1 Værdisætning af naturværdier

Ideelt set bør prioriteringerne bygge på værdien af at opfylde forskellige overordnede mål med udlægningen af nationalparker. I praksis er det dog vanskeligt at anvende økonomisk værdisætning til at specificere værdien af at opfylde overordnede mål vedrørende naturbeskyttelse. Ofte anvendes økonomiske værdisætningsmetoder til at opgøre værdien af natur- og miljøgoder. Der er imidlertid store metodemæssige problemer knyttet til dette, fordi der oftest ikke findes et reelt marked, hvor man kan observere forbrugeres betalingsvilje for sådanne goder. I Danmark findes et begrænset, men stigende antal af analyser/projektvurderinger, der værdisætter miljø- og naturgoder. Det hidtil mest omfattende arbejde på dansk er seniorforsker Flemming Møllers afhandling om emnet fra 1996 (men se f.eks også Dubgaard 1996, Bjørner m.fl. 2000, Anthon & Thorsen 2002, Hasler m.fl. 2002, Schou m.fl. 2003, Bjørner m.fl. 2004, Boiesen m.fl. 2005). En opgørelse viser imidlertid, at der er gennemført væsentligt færre værdisætningsstudier i Danmark end eksempelvis i Sverige og Norge (Navrud 2001).

7.1.2 Omkostninger ved etablering og drift af nationalparker

Som alternativ til egentlig værdisætning benyttes ofte omkostningsbaserede metoder. I disse metoder beregnes de økonomiske omkostninger ved forskellige alternative tiltag. Om-

kostninger kan herved inddrages relativt objektivt i prioriteringsanalyser, med det formål at opnå den overordnede målsætning på den billigst mulige måde. I vores tilfælde vil det være mest relevant at estimere omkostningerne ved udlægning af hvert af de beskrevne 32 større sammenhængende naturområder som nationalpark.

De konkrete omkostningerne ved udlægning af nationalparker fordeler sig på en række forskellige niveauer, hvoraf de mest oplagte er:

- Omkostninger til udbetaling af kompensation til jordejere for eventuelle indskrænkninger i dyrkningsfriheden
- Omkostninger til statsligt opkøb af landarealer
- Omkostninger til eventuel naturgenopretning
- Løbende drift omkostninger til bl.a. naturpleje og administration.

Det er imidlertid vanskeligt at estimere disse omkostninger.

Naturbeskyttelse vil i mange tilfælde begrænse jordejernes driftsmæssige friheder og medføre et økonomisk tab og krav om økonomisk kompensation. Omkostningen ved ophør med (intensiv) drift på et skovbrugs- eller landbrugsareal vil variere fra areal til areal. De kan opgøres som tab af fortjeneste (dækningsbidrag) på dyrkning af jorden. I det omfang husdyrproduktionen er afgørende for den øvrige landbrugsdrift kan øgede harmoniproblemer i områder med stor husdyrtæthed også inddrages i beregningerne. (Harmoniproblemer omhandler det aspekt, at antallet af dyr på en landbrugsbedrift er lovmæssigt begrænset i forhold til det jordareal bedriften råder over). Ud fra disse elementer kan der opstilles beregninger, der tilstræber at give et realistisk skøn over de kompensationsbeløb, som myndighederne må regne med at skulle betale, under forudsætning af at jordejerens tab af driftsmæssige rettigheder er afspejlet i nævnte omkostninger alene.

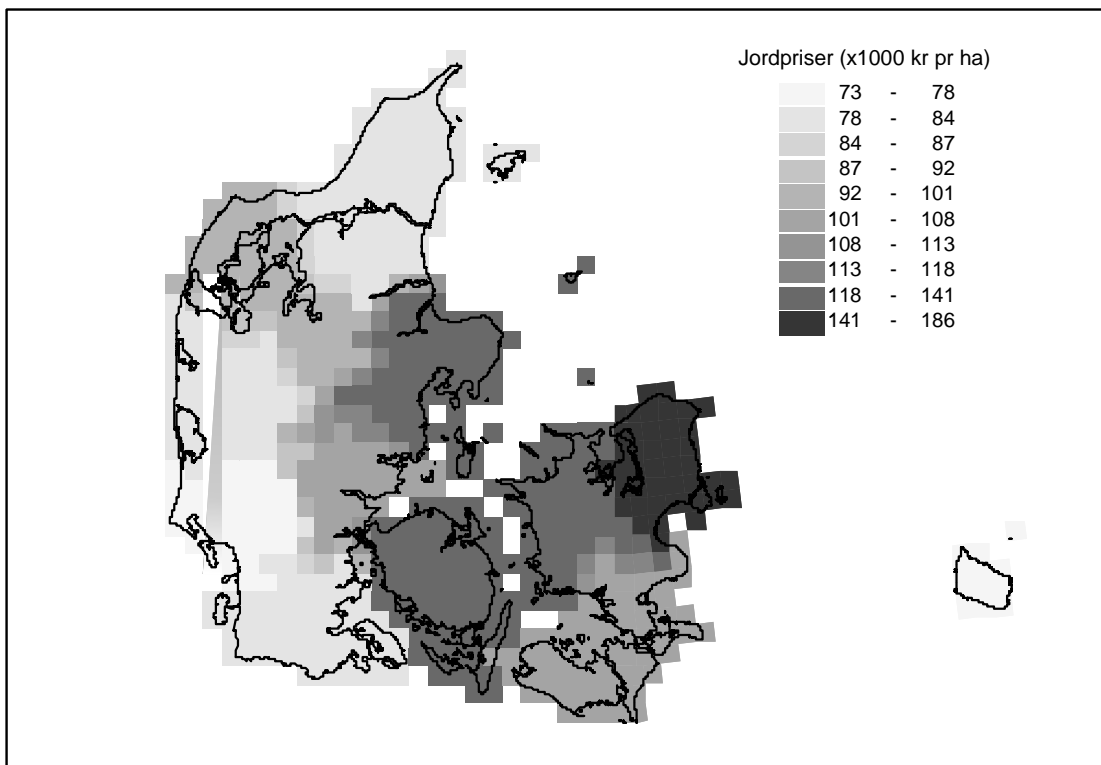
Ud fra en langsigtetsbetragtning bør jordejeren være indifferent mht. til på den ene side at have mulighed for uændret anvendelse af jorden; og på den anden side at acceptere en given dyrkningsrestriktion til gengæld for en (løbende) erstatning svarende til nedgangen i dækningsbidrag. Dækningsbidraget opgjort pr. ha for et repræsentativt sædskifte, kan således principielt betragtes som en tilnærmelse for lodsejerens reservationspris, dvs. prisen for at lade arealer udgå af drift. Dette betyder i praksis at kompensationstilbud under dette beløb vil blive betragtet som ufordelagtige, mens kompensationstilbud (marginalt) højere end reservationsprisen vil blive betragtet som fordelagtige.

I praksis knytter der sig imidlertid problemer til opgørelse af jordens markedsøkonomiske værdi ud fra sådanne kalkuler. Blandt andet vil lodsejeren i nogle tilfælde i en kortere eller længere tilpasningsperiode have større tab end de skitserede som følge af, at bygninger og maskiner ikke længere udnyttes optimalt.

Der vil være store geografiske forskelle på reservationsprisen. Det samme vil gælde prisen ved eventuelt statsligt opkøb af arealer i forbindelse med udlægningen af nationalparker. Dette er illustreret i Figur 37, der viser den amtslige variation i landejendomspriser i perioden 1992-2000. Prismønstret i reservationsprisen ved indskrænkninger i dyrkningsfriheden vil sandsynligvis følge samme variationsmønster. Ud over de viste regionale variationer vil jordprisen (og reservationprisen) naturligvis afhænge af karakteren af de helt konkrete arealer og dermed deres kvalitet med henblik på dyrkning af afgrøder.

Et andet væsentligt aspekt i denne sammenhæng er, hvor stor en del af de potentielle nationalparker, der i forvejen er statsligt eller på anden måde offentligt ejet. Dette er en væsent-

lig faktor for, hvor store ekstra arealer, det er nødvendigt at opkøbe eller udbetale kompensation for. Der er stor variation imellem de potentielle nationalparker, hvad dette angår. I Wilhelm-udvalgets anbefalinger vedrørende placeringen af nationalparker var et af kriterierne netop, at områderne så vidt muligt skulle indeholde en stor andel af statsligt ejede arealer (Wilhelmudvalget 2001a).



Figur 37 Gennemsnitlig variation i landejendomspriser (kr./hektar) i perioden 1992-2000.

En af hensigterne med nationalparker er dels, at forbedre kvaliteten af eksisterende naturområder og dels at udvide det naturareal, - om ikke andet så med korridorer som forbinder eksisterende naturområder. Etableringen af parkerne vil derfor også være forbundet med omkostninger til naturgenopretning. Ud over arealet vil disse udgifter afhænge af den ønskede naturtype og det ønskede kvalitetsniveau, samt hvor langt fra disse mål, de aktuelle arealer befinder sig før genopretningen. Tilsvarende vil udgifterne til naturpleje variere alt efter, hvilke naturtyper man prioriterer, og hvilken kvalitet man ønsker at opretholde. Det vil være muligt at tilvejebringe generelle estimater af de arealmæssige omkostninger ved genopretning og vedligeholdelse af forskellige naturtyper. Pålidelige estimater af disse omkostninger for konkrete områder forudsætter imidlertid også, at der foreligger konkrete planer for områdernes fremtidige karakter, eller at man opstiller realistiske scenarier for dette.

7.1.3 Cost-Benefit-analyser

Til sidst bør det nævnes, at estimater af omkostningerne ved etablering og drift af nationalparker naturligvis bør ledsages af tilsvarende beregninger af eventuelle samfundsmæssige besparelser eller indtægter forbundet med nationalparkerne. Der kan være tale om besparelser i eksempelvis udgifterne til vedligeholdelse af dræninger, udpumpning fra lavbundsområder samt vandløbsvedligeholdelse. Der kan også være besparelser på udgifter til miljøtiltag med henblik på at nå mål, som ellers skulle opnås på anden vis, eksempelvis reduk-

tion i udledningen af kvælstof og fosfor. Indtægter kan bl.a. omfatte forøgede muligheder for lystfiskeri, forøgede jagtindtægter samt forøgede indtægter på friluftsturisme.

De nævnte omkostninger, besparelser og indtægter kan i komplette cost-benefit analyser forenes med værdisætninger af naturområderne som sådan, herunder værdisætning af den rekreative værdi såvel som biodiversitetens eksistensværdi. Gør man dette, viser det sig, at forbedring og genopretning af større naturområder ikke nødvendigvis udgør en samfundsøkonomisk omkostning. Således er det vist, at Danmarks hidtil største naturgenopretningsprojekt, Skjern Å projektet, kan betragtes som en god samfundsøkonomisk investering. (Dubgaard m.fl., 2002).

7.2 Landskabelige forhold

7.2.1 Landskabet i nationalparkerne

Ved begrebet landskab forstås landområderne, som de tager sig ud for os. I den Europæiske landskabskonvention (se nedenfor) er definitionen på landskab følgende: *”et område – som opfattet af mennesker – hvis egenart er resultatet af naturlige og/eller menneskelige faktorerers påvirkning og gensidige påvirkning”*. Der er i praksis tale om alt det synlige, herunder selve landskabets topografi eller geomorfologi, som er overvejende geologisk, men også kulturelt bestemt. Derudover indgår alle, natur- eller menneskeskabte enkeltelementer herunder både den vilde og den plantede vegetation, samt bygninger, veje etc.

Bevaring af landskabelige værdier nævnes i flere sammenhænge blandt formålene med etablering af nationalparker Danmark, ligesom de indgår i kriterierne for udpegning af disse. Blandt kriterierne foreslået af Wilhjelmudvalgets arbejdsgruppe for naturkvalitet og naturovervågning er bl.a. at *”Områderne skal på nationalt plan dække et repræsentativt udsnit af natur- og landskabstyper”* I den konkrete anbefaling af flere af de senere pilotområder nævnes direkte indholdet af store landskabelige værdier (Wilhjelmudvalget 2001b).

I regeringens handlingsplan for biodiversitet og naturbeskyttelse i Danmark står der: *”Målet med nationalparkerne er at styrke naturen og dens mulighed for udvikling i størresammenhængende områder, herunder at bevare biodiversiteten, landskaberne og de kulturhistoriske værdier. Områderne skal repræsentere forskellige typiske danske natur- og landskabstyper...”* (Regeringen 2004).

Danmark har også internationale forpligtelser, som relaterer sig direkte til bevaring af landskabelige værdier. Således har Danmark tiltrådt Den Europæiske Landskabskonvention, som trådte i kraft i 2004. Dette er en konvention under Europarådet (ikke EU), som bl.a. forpligter landene til *”at etablere og gennemføre landskabspolitikker, der sigter mod beskyttelse, forvaltning og planlægning af landskaber...”* (Europarådet 2000, Skov og naturstyrelsen 2005b). Blandt de midler medlemslandene forpligter sig til, at anvende i denne sammenhæng er bl.a. *”at identificere deres egne landskaber i hele deres territorium”* samt *”at analysere deres karaktertræk og de forhold og det pres, der påvirker dem”* (Europarådet 2000, Skov- og naturstyrelsen 2005b). Landene forpligter sig desuden til at opstille kvalitetsmål for de identificerede og vurderede landskaber.

I overensstemmelse med dette foretages der i de fleste pilot- og undersøgelsesprojekter beskrivelser og vurderinger af de landskabelige forhold. Tilsvarende ville det også være naturligt at inddrage landskabelige værdier direkte i prioriteringsanalyserne i nærværende

projekt. Teknisk set ville dette kunne lade sig gøre på flere måder. Man kunne bl.a. benytte opgørelser af et stort antal landskabelige elementer i de 32 større sammenhængende naturområder til at udpege de netværk af områder, som repræsenterer flest mulige disse elementer flest mulige gange. Da man med begrebet "landskabelige værdier" oftest hentyder områdernes overordnede karakter vil en mere frugtbar fremgangs måde dog være at tage udgangspunkt i mere helhedsorienterede vurderinger af de indeholdte landskaber. Prioritering af områderne kunne herefter foretages ud fra deres landskabelige værdi alene eller i kombination med hensynet til dækning af arter, som demonstreret for naturtyper og rekreativ værdi. Sådanne analyser kræver imidlertid et landsdækkende datasæt, som kvantificerer vigtigheden af områderne på en national skala. Et sådant datasæt, af den fornødne kvalitet eksisterer ikke, og har ikke kunnet tilvejebringes inden for rammerne af nærværende projekt.

7.2.2 Danske landskabsbeskrivelser

Vi vil i det følgende beskrive nogen af de landskabsregistreringer, der er foretaget herhjemme med fokus på deres styrker og svagheder. Beskrivelsen sker overvejende på baggrund af rapporten "Landskabsvurdering. En undersøgelse af internationale og danske metoder", udarbejdet i forbindelse med Wilhjelmudvalgets arbejde (Caspersen m.fl. 2001). Rapporten indeholder en gennemgang af, hvordan landskabelige forhold historiske set har indgået i frednings- og planlægningsøjemed i Danmark. Rapporten omfatter desuden beskrivelse af en række metoder til landskabsbeskrivelse, -vurdering og sårbarhedsanalyse benyttet i Danmark og en række andre europæiske lande.

Siden den første danske naturfredningslov i 1917 og navnlig siden 70'erne har der i sammenhæng med fredning og planlægning været en stigende fokus på beskrivelse og bevaring af helheder frem for enkeltelementer (Caspersen 2001). I 1972 udsender statslige myndigheder "*Det grønne 3-zonkort*", som er et landsdækkende landskabsboniteringskort til brug for planlægning og administration af i det åbne land. Kortet er den første og hidtil eneste samlede landsdækkende opgørelse af denne karakter. *Zone 1* betegnes som: "*Områder af største interesse*", *Zone 2* som "*Områder af interesse*" og *Zone 3* som: "*det åbne land i øvrigt.*" Boniteringen byggede på en oversigtlig vurdering af landskabelige biologiske og kulturhistoriske værdier (Caspersen 2001). Denne opgørelse kunne i et vist omfang lægges til grund for prioriteringen af potentielle nationalparker. Den benyttede metoder er imidlertid ikke så detaljerede som ønskeligt, og lægger heller ikke vægt på helt de samme ting, som man ville gøre i dag.

Der er siden 1980'erne fra statsligt hold udsendt en række vejledninger med det formål at frembringe et grundlag for planlægning på landskabsområdet. I forbindelse med regionplanerne i 2001 har amterne som følge heraf registreret og vurderet landskabelige interesseområder og bl.a. udpeget såkaldte "større uforstyrrede landskaber". Disse registreringer er imidlertid meget uensartede, hvilket også gælder en række tidligere lokale og regionale landskabsanalyser. Relativt få amter udførte egentlige landskabsbeskrivelser, på den måde, at alle landskabselementer og alle landskabstyper – også kulturlandskaberne – inddrages. I de fleste amter var der i højere grad tale om en registrering af naturområder. Desuden har sammenligninger med senere landskabelige registreringer og vurderinger i visse områder vist, at områderne karakteriseret som "større uforstyrrede landskaber" ikke nødvendigvis er sammenfaldende med de mest interessante og "karaktergivende" landskaber (Vibeke Nellenman personlig meddelelse). Endelig skal det noteres, at registreringerne fra regionplanerne i 2001 ikke findes samlet i f.eks. ét landsdækkende GIS-baseret datasæt.

En ny metode til beskrivelse og vurdering af landskaber, "Landskabskaraktermetoden" er netop udviklet herhjemme under ledelse af Skov og Landskab, KVL (se bl.a. Skov og Naturstyrelsen 2005c). Metoden er afprøvet i forbindelse med pilotprojekterne på Møn, på Mols og i Nordsjælland. Landskabskaraktermetoden, som er baseret på en britisk metode, giver mulighed for meget mere stringente sammenligninger på landsplan. Det gør den bl.a. ved at begrænse de subjektive elementer i beskrivelsen mest mulig, samt at opstille konkrete kriterier for de subjektive vurderinger, der uundgåeligt vil være i denne sammenhæng. En eventuel landsdækkende registrering af landskaber med denne metode har imidlertid lange udsigter.

Selv hvis der fandtes landsdækkende og kvantitative data vil det i forbindelse med en prioritering af områderne være nødvendigt at beslutte, hvordan kulturlandskaberne skal vægtes denne sammenhæng. I en stringent landskabsanalyse kan et unikt, "velbevaret" og karaktergivende kulturlandskab få tildelt en lige så høj værdi som et tilsvarende naturlandskab. I udpegningen af pilotområderne er hovedvægten, tydeligvis lagt på naturlandskaberne, hvilket er naturligt, da nationalparkerne først og fremmest er ment som et naturforvaltningsværktøj. Omvendt nævnes betydningen af kulturhistoriske værdier flere steder i denne sammenhæng, og i undersøgelsesområdet Roskilde/Lejre har man "taget skridtet fuldt ud" og navngivet projektet "Det Kulturhistoriske landskab".

7.3 Kulturhistoriske Værdier

7.3.1 Kulturhistoriske værdier i nationalparkerne.

I anbefalingerne fra Wilhjelmudvalgets arbejdsgruppe for naturkvalitet og naturovervågning hedder det, at det skal tilstræbes at opnå en kvalitetsforbedring på andre områder end biodiversiteten. Blandt disse andre områder nævnes kulturhistoriske værdier (Wilhjelmudvalget 2001b). Store kulturhistoriske værdier nævnes samme sted i den direkte begrundelse for anbefalingen af områderne Mols Bjerge, Gribskov, Det Sydfynske Øhav og Høje Møn. Kulturhistoriske værdier nævnes ikke i Wilhjelmudvalgest endelige rapport, men nævnes til gengæld i regeringens handlingsplan for biodiversitet og naturbeskyttelse: "*Målet med nationalparkerne er at styrke naturen og dens mulighed for udvikling i større sammenhængende områder, herunder at bevare biodiversiteten, landskaberne og de kulturhistoriske værdier.*" (Regeringen 2004).

Kulturhistoriske værdier er således blandt de elementer, der indgår i bevaringsmålsætninger og udpegningskriterier for nationalparkerne, om end de generelt ikke vægtes på højde med biodiversitet, naturtyper og landskabelige forhold. Beskrivelser af de kulturhistoriske værdier indgår da også i arbejdet i alle pilot- og undersøgelsesprojekter. Tilsvarende ville det være relevant, at inddrage kulturhistoriske værdier som prioriteringsgrundlag i nærværende udredning, ikke mindst i kombination med prioriteringer baseret på dyre- og planterarter som demonstreret for naturtyper og rekreativ værdi. Men som det var tilfældet for de økonomiske forhold og de landskabelige værdier lader dette sig ikke gøre indenfor rammerne af nærværende projekt på grund af manglende landsdækkende data af den fornødne kvalitet og relevans. Vi vil i det følgende gennemgå nogle af de kulturhistoriske data som findes, og beskrive problemerne ved deres anvendelse i denne sammenhæng.

7.3.2 Fortidsminder

Kulturarvsstyrelsen administrerer databasen "Fund og fortidsminder" Databasen er et meget omfattende register over samtlige danske fortidsminder. Der er registreret over 150.000 lokaliteter med fortidsminder heriblandt Danmarks omkring 30.000 fredede fortidsminder. Alle fund er indlagt med angivelse af geografiske koordinater. Databasen indeholder registreringer af meget forskellig karakter, lige fra f.eks. fundet af en enkelt mønt, hvorom der kun ligger en note fra 1800-tallet, til fuldt udgravede og registrerede jernalderbopladsler eller borgruiner. Tilsvarende indgår der i databasen både "punktregistreringer" og registreringer af større eller mindre arealer. På grund af dens meget heterogene karakter er databasen svær at bruge i forbindelse med prioriteringen af nationalparker. Dette vil kræve opstilling af en række kulturhistoriske kriterier for relevansen af forskellige typer af fund, og for hvordan de skal vægtes i denne sammenhæng. Der er offentlig adgang til databasen på http://www.kuas.dk/tjenester/databaser/fund_og_fortidsminder/index.jsp

Det er i øvrigt Kulturarvsstyrelsens skøn, at hvis man anlagde en ren kvantitativ synsvinkel i denne sammenhæng ved at opgøre, hvor der er gjort flest fund, så ville det i mange tilfælde netop ikke være i de større sammenhængende naturområder. Dette hænger sammen med det faktum, at de fleste fund af gode grunde er blevet gjort på dyrkede eller bebyggede arealer på grund af pløjning og gravning i jorden. Det betyder ikke nødvendigvis, at der er færre fortidsminder i naturområderne, de er blot ikke fundet (Anders Fisher personlig meddelelse). Endelig kan der stilles spørgsmålstegn ved relevansen af at bruge data fra "Fund og fortidsminder" i forbindelse med prioritering af nationalparker, idet de fleste synlige danske fortidsminder er fredede i forvejen.

Vedrørende de ikke synlige kulturminder er Kulturarvsstyrelsen undervejs med at udpege såkaldte kulturarvsarealer. Der er arealer, hvor der allerede er fundet eller er sandsynlighed for at finde betydelige fortidsminder. En sådan udpegning skulle være på plads på landsplan i løbet af 2005. (Anders Fisher personlig meddelelse). En del af opgørelserne af den "ikke synlige kulturarv" sker i denne sammenhæng på basis af modeller, som inkluderer landskabet, geologien og andre forhold.

7.3.3 Kulturmiljøer

Mere relevant i forbindelse med udpegning af nationalparker er nok de såkaldte værdifulde kulturmiljøer. Dette gælder, hvad enten formålet er bevaring af kulturværdier, eller det er optimering af nationalparkernes indhold af kulturhistoriske værdier med en særlig oplevelsesværdi for gæsterne. I modsætning til enkeltfund, enkeltstående fortidsminder eller enkeltstående bevaringsværdige bygninger dækker begrebet kulturmiljøer over kulturhistoriske helheder. Kulturmiljøerne er ofte af nyere dato og kan omfatte eksisterende/fungerende miljøer som f.eks. landsbyer med et særligt oprindeligt præg, fiskerlejer, herregårde med omkringliggende arealer etc. Kulturmiljøbegrebet har de senere år vundet indpas i historiske registreringer i Danmark og i planlægningssammenhæng. Tilsvarende har fokus på kulturhistoriske værdier i pilotprojekterne været på bevaringsværdige kulturmiljøer.

Amterne skal i forbindelse med regionplanerne udpege værdifulde kulturmiljøer, og har gjort det allerede i forbindelse med regionplan 2001. I planlægningssammenhæng defineres et kulturmiljø som et "geografisk afgrænset område, der ved sin fremtræden afspejler væsentlige træk af den samfundsmæssige udvikling" (Schou & Handberg 1999). Registreringerne af kulturmiljøerne er imidlertid meget uensartede. Blandt andet var der stor forskel på i hvilken grad udpegningerne gik på de helheder, som kulturmiljøer forventes at være, eller om de snarere havde karakter af en mere traditionel registrering af enkeltelementer

(Jensen & Olsen 2001). Vanskelighederne ved disse udpegninger og de fremtidige muligheder for en mere ensartet udpegning af kulturmiljøer er gennemgået udførligt Skov- og Naturstyrelsens rapport ”Inspiration til det fremtidige arbejde med kulturmiljøer i planlægningen” (Jensen & Olsen 2001). Et andet problem i nærværende sammenhæng er, at der ikke i tilstrækkelig grad er nogen tværgående kategorisering eller prioriteringsskala for de registrerede kulturmiljøer. Endelig skal det påpeges, at registreringerne fra regionplanerne 2001 ikke findes samlet i et landsdækkende GIS-baseret datasæt.

Man har fra statens side i samarbejde med lokale myndigheder og museer igennem en årække arbejdet på at lave et landsdækkende såkaldt kulturarvs-atlas. Indtil for nylig blev dette atlas udarbejdet på kommunebasis. Der er hidtil udgivet atlas for 74 kommuner og yderligere syv er undervejs. Arbejdet med disse atlas er imidlertid meget omfattende, hvorfor det vil tage lang tid før de er landsdækkende. Et problem ved de hidtil udgivne atlas er desuden, at de har ændret karakter med tiden i overensstemmelse med den generelle ændring i tankegang på området. De tidligste atlas omfatter mest beskrivelser af enkeltelementer, primært bevaringsværdige bygninger, mens de senere i højere grad behandler hele kulturmiljøer i begrebets egentlige betydning. Arbejdet med atlasset forestås nu af Kulturarvsstyrelsen. Mere information kan findes på:
<http://www.kuas.dk/kulturarv/kulturmiljoe/index.jsp>

Under alle omstændigheder vil en fornuftig brug af kulturmiljøer i egentlige prioriteringsanalyser af potentielle nationalparker kræve, at man kvantificerer vigtigheden af forskellige typer af kulturmiljøer samt kvaliteten af specifikke kulturmiljøer på en national skala. Dette er ikke nogen triviell opgave. Der findes f.eks. ikke en liste over særlige nationale perler inden for dette område, som man vil kunne lægge til grund for prioriteringen.

Betragter man de 32 større sammenhængende naturområder, er der meget stor forskel på, hvor mange kulturhistoriske værdier de indeholder. Der foreligger som sagt ingen egentlig vurdering af dette, men det er oplagt, at områder som f.eks. Thy og Lille Vildmose altovervejende er udpeget pga. af deres naturværdier. De øvrige pilotområder er også udpeget primært på basis af naturværdierne, men som allerede nævnt indgik der kulturhistoriske værdier i begrundelsen for anbefalingen af Nationalparker ved Mols Bjerge, Gribskov, Det Sydfynske Øhav og Høje Møn. Blandt undersøgelsesområderne udmærker Åmosen/Tissø sig i denne sammenhæng særligt ved omfattende oldtidsfund i de indeholdte lavbundsområder. Som allerede nævnt har undersøgelsesområdet ved Roskilde/Lejre officielt navnet ”Det Kulturhistoriske Landskab”. Dette antyder dels et stort indhold af kulturhistoriske værdier i dette område, og dels at dette hensyn vejer meget tungt blandt de lokale parter involveret i projektet. Endelig skal området Dybbøl/Sønderborg fremhæves, fordi de kulturhistoriske værdier her må antages, at være det helt afgørende element i forslaget fra FriLuftsrådets side, da det naturmæssige indhold i området er relativt beskedent i sammenligning med de øvrige områder.

Afslutningsvis skal det nævnes, at der i de naturværdier, som indgår i prioriteringsgrundlaget i nærværende udredning, er en række arter og naturtyper, som er tilknyttet såkaldte halvkulturarealer såsom hede, eng og overdrev. Disse elementer henregnes i Danmark almindeligvis til et givet områdes naturværdier. Eksistensen og udbredelsen af disse er ikke desto mindre i høj grad også kulturhistorisk betingede.

8 Summering, perspektivering og konklusion

Analyserne

Vi har i de foregående kapitler præsenteret en lang række kvantitative analyser, som ud fra forskellige kriterier prioriterer 32 potentielle større sammenhængende naturområder (potentielle nationalparker) med henblik på at dække biodiversiteten i Danmark bedst muligt. Områderne er prioriteret på basis af den landsdækkende udbredelse af ca. 1000 dyre- og plantearter, herunder en række truede arter og arter af særlig interesse for EU, samt naturtyper benyttet i det danske §3-system og i EF-habitatdirektivet. Derudover er områdernes rekreative værdi (friluftsværdi) blevet inddraget. Resultaterne leder frem til en lang række delkonklusioner af hvilke vi vil fremhæve følgende:

- **Flere målsætninger lader sig forene.** Ved udpegningen af et netværk af nationalparker er det muligt i vid udstrækning at forene en målsætning om at dække flest mulige arter (herunder truede arter og EU-arter) med målsætninger, der vægter naturtyper eller områdernes rekreative værdi.
- **Hensigtsmæssigt placeret kan nationalparkerne dække biodiversiteten effektivt.** Man kan ved hensigtsmæssig placering af nationalparkerne opnå en samlet dækning af terrestriske arter og naturtyper, og en samlet rekreativ værdi, som er væsentlig bedre end den tilsvarende ved udpegning af de syv officielle pilotområder som nationalparker (inden for et tilsvarende antal områder eller landareal). Dette gælder i særdeleshed for truede arter og EU-arter. Tilsvarende kan alle EF-habitatdirektivets 51 terrestriske og ferskvandsrelaterede naturtyper i Danmark dækkes.
- **Pilotområderne indeholder ikke ekstraordinært mange arter og naturtyper.** De syv pilotområders samlede repræsentation af arter og naturtyper er generelt ikke større end den tilsvarende for syv tilfældigt udpegede større sammenhængende naturområder. Dette gælder også for truede og EU-arter.
- **Nationalparkerne kan ikke stå alene.** Selv ved udpegning af et stort antal nationalparker vil man ikke kunne dække alle danske arter. Dette gælder navnlig de sjældne og/eller truede arter. En supplerende strategi til beskyttelse af mindre biotoper er nødvendig, hvis man ønsker en fyldestgørende naturforvaltning, der dækker alle hensynskrævende danske arter.
- **Prioritering baseret på naturtyper alene sikrer ikke en effektiv dækning af arter.** En udpegning af nationalparker med henblik på at dække flest mulige naturtyper med størst muligt areal og med flest mulige forekomster sikrer ikke en god repræsentation af arter. Dette gælder i særdeleshed for truede arter.

Baggrunden for konklusionerne er allerede diskuteret indgående i rapportens tematiske kapitler, som også indeholder flere delkonklusioner. Her skal vi blot knytte nogle generelle kommentarer til konklusionerne samt analyser og resultater i øvrigt, før hovedkonklusionen præciseres.

Prioriterede områder

De præsenterede analyser handler om at prioritere nogen områder frem for andre med det formål at forvalte biodiversiteten i Danmark effektivt. Det skal understreges, at en sådan

prioritering – hvor effektivt det resulterende netværk end måtte være – ikke giver et objektivt grundlag for at antage, at ikke-prioriterede områder er ligegyldige, at de ikke også bidrager til bevarelsen af den danske biodiversitet, eller at de ikke har særlige naturværdier. Dette forholder metoderne sig ikke til. I overensstemmelse med dette giver prioriteringsanalyser heller ikke i sig selv grundlag for beslutninger, som fører til forringelse af naturen uden for de prioriterede områder. Analyserne er udført på et datasæt, der alene afspejler tingenes tilstand idag.. Dette kan ikke i sig selv tages til indtægt for en accept af naturens nuværende tilstand efter mange års tilbagegang i kvalitet og kvantitet. Endelig skal det bemærkes, at naturen – selv i større naturforvaltede områder – er endog meget påvirkelig af faktorer udenfor områderne (f.eks. næringsstofbelastning eller klimaforandringer). Arealforvaltning kan derfor ikke stå alene.

Omkostninger og indtægter

Hovedparten af de præsenterede analyser er såkaldte cost-efficiency-analyser, som belyser, hvordan man mest effektivt udnytter sine ressourcer, i dette tilfælde landareal, med det overordnede formål at bevare biodiversiteten. Herved fokuseres der meget på omkostningerne ved etablering af nationalparker. Det dog meget vigtigt at være opmærksom på, at der også er besparelser og betydelige indtægter forbundet med etablering eller ”opgradering” af større naturområder. Som allerede nævnt viser en cost-benefit-analyse at Danmarks hidtil største naturgenopretningsprojekt, Skjern Å projektet, kan betragtes som en god samfundsøkonomisk investering. (Dubgaard m.fl., 2002).

Datagrundlaget

En generel begrænsning ved analyserne er, at resultaterne afhænger af de 1008 arter, som indgår i grundlaget for analyserne. Datasættet indeholder et bredt udsnit af danske landlevende arter, dog er plantearterne, som allerede nævnt, underrepræsenteret. Derudover indgår der f.eks. ingen svampe i datasættet, og mange grupper af små hvirvelløse dyr er ligeledes ikke repræsenteret. Datasættet indeholder et stort antal insektarter, men i forhold til disse er padder, krybdyr, fugle og pattedyr ikke desto mindre kraftigt overrepræsenteret set i forhold til den reelle fordeling af arternes antal på forskellige dyregrupper i Danmark. Det samme forhold gør sig gældende for dagsommerfuglene, der er overrepræsenterede inden for insekterne, ligesom orkideerne er det inden for planterne. Der er således i datasættet en tydelig skævhed i retning af de grupper og arter, som er genstand for den største bevågenhed i befolkningen generelt, såvel som i den offentlige naturdebat. Mange vil nok se denne skævhed som en styrke, selvom FNs biodiversitetskonvention strengt taget ikke giver belæg for at foretage en vægtning af visse organismegrupper frem for andre. En styrke er det under alle omstændigheder, at de nævnte ”populære” hovedgrupper i datasættet er repræsenteret med næsten alle arter. Det betyder, at der ikke er nogen skævheder i udvalget af arter inden for disse grupper, som påvirker udfaldet af analyserne nævneværdigt.

Principielt kan det ikke udelukkes, at resultaterne var blevet anderledes, hvis analyserne var udført på andre arter. Datasættets størrelse og taksonomiske bredde gør dog analyserne relativt robuste. *Der er derfor ingen grund til at antage, at et ændret udvalg af arter ville påvirke de generelle konklusioner ovenfor.* Det kan dog ikke udelukkes, at prioriteringen af specifikke områder i et vist omfang ville ændres.

Pilotområderne

De syv pilotområder optræder kun i beskedent omfang blandt de højst prioriterede områder i vores analyser. Dette skal ses i sammenhæng med at de benyttede målsætninger og kriterier alene maksimerer repræsentationen af arter og naturtyper. Analyserne afspejler derfor

kun nogen af de kriterier, som lå til grund for udpegningen af pilotområderne. I disse indgik der ikke blot hensyn, som ikke var baseret på egentlige naturværdier (kulturhistoriske værdier, friluftsværdi og ejerforhold). De direkte naturrelaterede kriterier for udpegning af pilotområderne havde også en mere generel karakter, som at områderne hver for sig skal repræsentere forskellige typiske danske naturtyper. Områderne skal have en høj koncentration af disse naturtyper og forekomsterne skal være af høj kvalitet. Ligeledes er de landskabelige værdier vægtet højt. Endelig er der lagt vægt på at bevare biodiversiteten på økosystemniveau og på områdernes fremtidige potentiale. De konkrete udpegninger hviler ikke på et stringent analytisk grundlag, men snarere på mere generelle antagelser og overvejelser, som også omfatter områdernes egenart og skønhedsværdi. Endelig skal det gentages, at vores analyser altovervejende vurderer terrestriske værdier, mens to af pilotområderne (Læsø og Vadehavet) er udpeget primært på grundlag af marine værdier (hvilket dog ikke forhindrer, at netop Vadehavet prioriteres højt i nogle analyser).

I forlængelse af ovenstående skal det understreges, at hvert pilotområde kan have særlige værdier, som ikke kommer til deres ret i de præsenterede analyser med deres fokus på arter. Eksempelvis har Lille Vildmose formentlig det største potentiale for at blive Danmarks vildeste natur på landjorden. Derfor kan man heller ikke ud fra analyserne konkludere, at etablering af nationalparker i de syv pilotområderne ikke vil berige den danske natur og bidrage til bevaringen af biodiversiteten. Enhver opprioritering af naturforvaltningen i større naturområder vil være positiv for den danske biodiversitet. Spørgsmålet er blot, om man ikke med en alternativ eller supplerende udpegning kan opnå de samme værdier og samtidig gøre nationalparkerne til et endnu stærkere middel til bevaring af biodiversiteten, gennem en forøget repræsentation af bl.a. truede arter. Som nævnt flere gange har det været et væsentligt kriterium for udnævnelsen af pilotområderne, at de har et stort indhold af stats-ejede arealer (Wilhelmudvalget 2001). Dette kriterium er imidlertid også opfyldt for bl.a. de fire vigtigste områder i vores analyser, Københavns Omegn, Bornholm, Søhøjlandet og Skagen.

2010-målet

Naturen er dynamisk og arternes udbredelse ændrer sig hele tiden. Arter vil uddø i Danmark og nye arter vil indvandre. Det er i sig selv en naturlig biologisk proces. Biodiversiteten i Danmark, Europa og verden i øvrigt er imidlertid så presset af menneskelige aktiviteter, at arter uddør med en faktor 100-1000 gange større end naturligt (UNEP1995). Bestandene er reduceret så meget, at ca. 10% af alle arter er listet som globalt truede. Tilsvarende forringelser sker på regionalt plan (f.eks. inden for EU). I Danmark risikerer op mod 20% af arterne at forsvinde fra landet, hvis den negative udvikling fortsætter (DMU 2005).

EU har som målsætning at standse nedgangen i biodiversitet senest år 2010 (Europaparlamentet og Rådet 2002). Dette er også hovedformålet for dansk naturforvaltning (Regeringen 2004). En hensigtsmæssig udpegning af naturforvaltede områder kan medvirke til, at bremse den negative udvikling for dansk og europæisk biodiversitet. Herhjemme er dette netop blandt de erklærede formål med udpegningen af §3-arealer, Natura 2000-områder, særlige fredninger og snart potentielt også nationalparker. Som tidligere nævnt er det dog dokumenteret, at eksisterende fredninger og Natura 2000-områder langtfra er effektive i forhold til at dække truede arter i Danmark (Lund & Rahbek, 2000). Vores analyser viser, at dette heller ikke vil være tilfældet med nationalparkerne, navnlig ikke hvis kun de syv pilotområder udpeges. De nævnte udpegningerne kan meget vel være hensigtsmæssige set i relation til andre konkrete målsætninger, man kan blot ikke antage, at de danske arter i al-

mindelighed eller de truede arter i særdeleshed ved disse udpegninger automatisk dækkes i tilstrækkelig grad til at bevare dem i Danmark.

Bevaring af alle danske arter er et hovedmål med naturforvaltningen under den siddende regering, som det har været for tidligere regeringer, og det nævnes typisk i forbindelse med alle naturforvaltningsstrategier og -tiltag. Alligevel mangler der i dansk naturforvaltning en plan, hvoraf det fremgår helt konkret, hvordan de enkelte tiltag (Natura 2000? Nationalparker?) skal lede hen mod opfyldelse af hovedmålet: At standse nedgangen i biodiversitet senest i år 2010.

Prioriteringsanalyser, som de her anvendte, har været brugt til evaluering af effektiviteten af naturforvaltningsnetværk på global skala og på regional skala i Europa, Sydamerika og Afrika samt på national skala i England, Portugal, USA, Australien, Sydafrika – og i Danmark (Det Økonomiske Råd 2000). Metoderne har også været brugt i praksis til udpegning af nationalparker eller andre større naturområder i bl.a. Australien, Sydafrika, USA, Portugal og Østafrika, men ikke i Danmark eller i EU som helhed.

Såfremt målsætningen om at standse tilbagegangen i den danske biodiversitet inden 2010 skal tages alvorligt, synes det på høje tid, at man i den danske naturforvaltning introducerer en prioritering af naturforvaltede områder som målrettet sigter på at sikre levestederne for alle hensynskrævende danske arter. Vores resultater viser, at en hovedprioritering af biologisk mangfoldighed kan forenes med andre målsætninger, hvis man vel og mærke *vælger de rigtige sæt af områder*. Det betyder, at prioritering i naturforvaltningen i mange tilfælde kan blive et spørgsmål om at få ”både og” i stedet for ”enten eller”.

Konklusion

Rapportens hovedkonklusion baseret på analyseresultaterne og ovenstående betragtninger er følgende:

Hvis formålet med nationalparker i Danmark er, at de skal bidrage markant til bedring af dansk biodiversitet i forhold til FN's biodiversitetskonvention, EU's 2010-målsætning og den nuværende regerings egen målsætning for dansk naturforvaltning (*"Hovedmålet er nu at standse tilbagegangen i Danmarks biodiversitet senest i 2010"*, Regeringen 2004), så skal der på baggrund af de præsenterede resultater meget stærke argumenter til for kun at tage pilotområderne i betragtning ved den kommende udpegning af nationalparker i Danmark.

9 Referencer

- Anthon, S. & Thorsen, B.J. (2002). Værdisætning af skovrejsning. En husprisundersøgelse. Skov- og Naturstyrelsen.
- Araújo, M.B., Densham, P.J. & Humphries, C.J. (2003). Predicting species diversity with ED: the quest for evidence. *Ecography* 26: 380-384.
- Araújo, M.B., Williams, P.H. & Fuller, R. (2002a). Dynamics of extinction and the selection of nature reserves. *Proceedings of the Royal Society London - Biological Series* B269: 1971-80.
- Araújo, M.B., Williams, P.H. & Turner, A. (2002b). A sequential approach to minimize threats within selected conservation areas. *Biodiversity and Conservation* 11: 1011-1024.
- Bjørner, T.B., Hauch, J. & Jespersen, S. (2004). Biodiversitet, Sundhed og Usikkerhed - En værdisætningsanalyse ved contingent ranking metoden. *Det Økonomiske Råd* 2004:2,1-31.
- Bjørner, T.B., Russel, C.S., Dubgaard, A., Damgaard, C.K. & Andersne, L.M. (2000). Public and private preferences for environmental quality in Denmark. AKF Forlaget
- Bogø, H.J. & Secher, T. (red.) (under udarbejdelse). Dansk Pattedyratlas.
- Boiesen, J.H.B., Jacobsen, J.B., Thorsen, B.J., Strange, N. & Dubgaard, A. (2005). Værdisætning af de danske lyngheder. Skov & Landskab, KVL.
- Boxall, P.C., Adamowicz, W.L., Swait, J., Williams, M., Louviere, J., (1996). A comparison of stated preferences methods for environmental valuation. *Ecol. Econ.* 18, 243-253.
- Caspersen, O.H., Høll, A., Nelleman, V., Sørensen, A.O. (2001) Landskabsvurdering – en undersøgelse af internationale og danske metoder. Wilhjelmudvalget.
- Church, R. L., Stoms, D. M. & Davis, F. W. (1996). Reserve selection as a maximal covering location problem. *Biological Conservation* 76: 105-112.
- COWI A/S (2005a). Pilotprojekt Lille Vildmose Nationalpark. Notat om scenarier for nationalparken. Notat til Lille Vildmoserådet. Marts 2005.
- COWI A/S (2005b). Den ydre afgrænsning af Det Kulturhistoriske Landskab. Oplæg til temagrupperne. Marts 2005.
- 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. *Biological Conservation* 80: 83-97.
- Danmarks Miljøundersøgelser (2005). Den Danske Rødliste.
http://www2.dmu.dk/1_Om_DMU/2_Tvaer-funk/3_fdc_bio/projekter/redlist/redlist.asp
- Danmarks Naturfredningsforening (2004). Fremtidens Natur i Danmark. Danmarks Naturfredningsforening og Forlaget Rhodos, København.
- Det Økonomiske Råd (2000). Dansk Økonomi. Efterår 2000. Naturforvaltning og biologisk mangfoldighed. Det Økonomiske råd, Formandskabet.

- Dubgaard, A. (1996). Economic Valuation of Recreation in Mols Bjerger. AKF Forlaget SØM publikation, 11,1-230.
- Dubgaard, A., Kallesøe, M.F. & Ladenburg, J. (2002). Cost-benefit analyse af Skjernåprojektet. Sektion for Økonomi, KVL Udredning til Skov- og Naturstyrelsen i forbindelse med Wilhjelmudvalget., 9,
- Englin, J., Mendelsohn, R., (1991). A hedonic travel cost analysis for valuation of multiple components of site quality: The recreation value of forest management. *J. Environ. Econ. Manag.* 2: 275–290.
- Europaparlamentet og Rådet for den europæiske union (2002). Europaparlamentet og Rådets afgørelse nr. 1600/2002/EF af 22. juli 2002 om fastlæggelse af Fællesskabets sjette miljøhandlingsprogram.
- Europarådet (2000). European Landscape Convention. CETS no. 176. Florence, 20.10.2002.
- Fog, K. (1993). Oplæg til forvaltningsplan for Danmarks padde og krybdyr. Skov- og Naturstyrelsen.
- Friluftsrådet (2005). <http://www.friluftsradet.dk/1258> Sidste indgang 13. juli 2005.
- Grell, M. (1998). Fuglenes Danmark. Gads Forlag og Dansk Ornitologisk Forening.
- Hasler, B., Damgaard, C.K., Erichsen, E., Kristoffersen, H.E. & Jørgensen, J.J. (2002). Rekreative værdier af skov, sø og naturgenopretning. AKF Forlaget
- Hillkjær, T. (2003). Den danske naturskovstrategi – en kvantitativ vurdering med undersøgelse af indikatorforhold mellem udvalgte skovlevende dyre- og plantegrupper. Specialrapport, Zoologisk Museum.
- Holmen, M. 1981status over danmarks Hliplidae (Coleoptera) med bemærkninger om zoogeografi og autøkologi. *Entomologiske Meddelelser*, bund 49: 1-14.
- Holmen, M., (2004). Fund af rødlistede guldsmede og vandnymfer i Danmark. - Upubliceret. En tidligere version er dog tilgængelig fra Nordic Odonatological Societys hjemmeside.
- Ifversen, B. & Raahede, M.K. (2004). Prioriteringsværktøjer til biodiversitetsbeskyttelse. – Inddragelse af økonomiske og sociale parametre i et studie af naturskovstrategien. Bachelorprojekt. Center for Skov og Landskab, KVL.
- IUCN (2001). IUCN Red List Categories and criteria: version 3.1. IUCN Species survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Jensen, A.R., Ejby-Ernst, M., Møller, B., & Grøn, P.N. (2000). Status over snæblbestanden i vadehavsområdet 1989-1998. Ribe Amt og Sønderjyllands Amt for Skov- og Naturstyrelsen.
- Jepsen, K.J. & Sørensen, K.S. (2001). Brug af algoritmer som redskab til evaluering og planlægning af naturbeskyttelse. Specialrapport, Skov og Landskab, KVL.
- Jensen, L. & Olsen A. (2001). Inspiration til det videre arbejde med kulturmiljøer I planlægningen. Miljø- og energiministeriet. Skov- og Naturstyrelsen.

- Kaaber, S. (1982). De danske sværmere og spindere Geografisk udbredelse og fluktuationer 1850-1980. Dansk Faunistisk Bibliotek, bind 3, Scandinavian Science Press.
- Lepidopterologisk Forening (2004). Fund af storsommerfugle i Danmark 1960-2003. Tillæg til "Lepidoptera".
- Lund, M. P. & Rahbek, C (2000). En kvantitativ biologisk analyse af dansk naturforvaltning med focus på den biologiske mangfoldighed. Arbejdsrapport 2000: 1. Det Økonomiske Råd, Sekretariatet.
- Lund, M.P. (2002). Performance of the species listed in the European community 'Habitats' directive as indicators of species richness in Denmark. *Environmental Science & Policy* 22: 1-8.
- Lund, M. P. & Rahbek, C. (2002). Cross-taxon congruence in complementarity and conservation of temperate biodiversity. *Animal Conservation* 5: 163-171.
- Margules, C. R., Nicholls, A. O. & Pressey, R. L. (1988). Selecting networks of reserves to maximise biological diversity. *Biological Conservation* 43: 63-76.
- Margules, C. R. & Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature* 405: 443-453.
- Martin, O. (1989). Smældere fra gammel løvskov i Danmark, *Entomologiske Meddelelser*, bind 57, hefte 1-2: 1-110.
- Martin, O. & Munch, S. (1998 upubl.). Trælevende smældere i Danmark – Status 1998. Zoologisk Museum.
- Mattson, L., Li, C.-Z., (1995). How do different forest management practices affect the non-timber value of forests? An Economic analysis. *J. Environ. Manag.* 40: 79–88.
- Miljø- og Energiministeriet (1997a). Rødliste 1997 over planter og dyr Danmark
- Miljø- og Energiministeriet (1997b). Gulliste 1997 over planter og dyr Danmark
- Moore, J. L., Folkmann, M., Balmford, A., Brooks, T., Burgess, N., Rahbek, C., Williams, P. H. & Krarup, J. (2003) Heuristic and optimal solutions for set- 6 covering problems in conservation biology. *Ecography* 26: 595-601.
- Mortensen, C.E. (2005). 500 par Bramgæs på Saltholm! Fugle i felten, årgang 11 nr. 3.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B. & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Møller, F. (1996). Værdisætning af miljøgoder. Jurist og Økonomforbundets forlag, 503 pp.
- Navrud, S. (2001). Indlæg på konference om miljøøkonomi, marts 2001, Charlottenlund. Miljø- og Energiministeriet
- Nielsen, O.F. (1998). De danske guldsmede. Danmarks Dyreliv, bind 8. Apollo Books, Stenstrup.
- Nielsen, O.F. (2000). De danske græshopper. Danmarks Dyreliv, bind 9. Apollo Books, Stenstrup
- Nielsen, R.F. (2003). NOVANA-programmet 6 de danske nsvarsarter – Effektive indikator arter for Danmarks biologiske mangfoldighed? Specialrapport, Zoologisk Museum.

Pihl, S., Ejrnæs, R., Søgaard, B., Aude, E., Nielsen, K.E., Dahl, K. & Laursen, J.S. (2000). Naturtyper og arteromfattet af EF-habitatdirektivet. Indledende kortlægning og foreløbig vurdering af bevaringsstatus. Faglig rapport fra DMU, nr. 322. Danmarks Miljøundersøgelser.

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 in Ecology & Evolution* 8: 124-128.

Rahbek C (2003). Biodiversitet og økonomi - rationel naturforvaltning. *Samfundsøkonomen* Nr. 2, s. 23-29.

Regeringen (2004). Handlingsplan for biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse i Danmark 2004-2009. Miljøministeriet.

Reyers, B., van Jaarsveld, A. S. & Krüger, M. (2000). Complementarity as a biodiversity indicator strategy. *Proc. R. Soc. Lond. B* 267: 505-513.

Rosenzweig, M.L. (1995). *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press, USA.

Rådet for de europæiske fællesskaber (1992). Rådets direktiv 92/43/EØF om bevaring af naturtyper samt vilde dyr og planter med senere ændringer.

Rådet for de europæiske fællesskaber (1979). Rådets direktiv nr. 79/409 af 2. april 1979, om beskyttelse af vilde fugle med senere ændringer.

Scarpa, R., Chilton, S.M., Hutchinson, W.G. og Joseph Buongiorno (2000). Valuing the recreational benefits from the creation of nature reserves in Irish forests. *Ecological Economics* 33: 237-250.

Schou, A. & Handberg, J. (1999). Udpegning af værdifulde kulturmiljøer i planlægningen. Skov- og Naturstyrelsen.

Schou, J.S., Hald, A.B., Kaltoft, P., Andreasen, C., Vetter, H. & Hasler, B. (2003). Værdisætning af pesticidanvendelsens natur- og miljøeffekter. Miljøstyrelsen Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen, 72: 1-64.

Skov og Naturstyrelsen (2000). Danske naturtyper – i det europæiske NATURA 2000 netværk.

Skov og Naturstyrelsen (2005a) http://www2.sns.dk/natura2000/om_natura2000/ (sidste indgang i habitatområdernes udpegningsgrundlag april 2005).

Skov og Naturstyrelsen (2005b). Europæisk Landskabskonvention. <http://www2.skovognatur.dk/landskab/landskabskonvention.htm>.

Skov og Naturstyrelsen (2005c). Landskabsanalyse. <http://www2.skovognatur.dk/nationalparker/landskab/landskabsanalyse.htm>

Skov-Petersen, H. (2002). GIS, assessability and physical Planning - exemplified by models of recreational activities. Ph.D. rapport. Skov og Landskab, KVL / Geografisk Institut, Københavns Universitet.

Stattersfield, A. J., Crosby, M. J., Long, A. J. & Wege, D.C. (1998). *Endemic bird areas of the world: priorities for biodiversity conservation*. Cambridge, UK. BirdLife.

Stolze, M. (1994). An annotated Atlas of the danish butterflies. Ph.D.-afhandling. Zoologisk Museum.

Søhøjlandets Økomuseum (2005) <http://www.ecomuseum.dk/dtf/index.htm>

Tolsgaard, S. (2001). Status over danske bredtæger, randtæger og ildtæger 8heteroptera: Pentatomoidea, Coreoidea & Pyrrhocoridae9. Entomologiske Meddelelser, bind 69, Hefte 1: 3-46.

Torp, E. (1994). Danmarks svirrefluer (Diptera: Syrphidae). Danmarks Dyreliv, bind6, Apollo books, Stenstrup.

UNEP. (1995). Global Biodiversity Assessment. United Nations Environment Programme. Cambridge University Press, Cambridge.

Vane-Wright, R. I., Humphries, C. J. & Williams, P. H. (1991). What to protect? – Systematics and the agony of choice. *Biological Conservation* 55: 235-254.

Wilhelmudvalget (2001a). En rig natur i et rigt samfund. Wilhelmudvalget.

Wilhelmudvalget (2001b). Natur i Danmark – statusmål og midler. Rapport fra Wilhelmudvalgets arbejdsgruppe for naturkvalitet og naturovervågning. Wilhelmudvalget.

Williams, P. H. (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. & Rahbek C. (2000a). Assessing large 'flagship species' for representing the diversity of sub-Saharan mammals. In: Entwistle A. & Dunstone N. (eds.) *Has the Panda had its Day? Future Priorities for the Conservation of Mammalian Biodiversity*. s. 85-99. Cambridge University Press. Cambridge.

Williams, P. H., Burgess, N. & Rahbek, C. (2000b). Flagship species, ecological complementarity, and conserving the diversity of mammals and birds in Sub-Saharan Africa. *Animal Conservation* 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. *Conservation Biology* 10: 155-174.

Wind, P. (2000): Overvågning af rødlistede planter 1999. Naturovervågning. Danmarks Miljøundersøgelser. - Arbejdsrapport fra DMU 131.

Bilag 1. Truede arter og EU arter

Tabel 1. Liste over de 160 truede arter, som indgår i analyserne. Røddliste-kategorierne er følgende: Røddliste 1997: E = Akut truet, V = Sårbar. Røddliste 2005: CR = Kritisk truet, EN = Moderat truet, VU = Sårbar.

Gruppe	Dansk navn	Videnskabeligt navn	Røddliste	
			Kategori	År
GULDMEDE	Lille kobbervandnymfe	<i>Lestes virens</i>	VU	2005
	Fjerbenet vandnymfe	<i>Platycnemis pennipes</i>	VU	2005
	Hue-vandnymfe	<i>Coenagrion armatum</i>	EN	2005
	Dværgvandnymfe	<i>Nehalennia speciosa</i>	CR	2005
	Arktisk smaragdlibel	<i>Somatochlora arctica</i>	CR	2005
	Stor kærguldsmed	<i>Leucorrhinia pectoralis</i>	VU	2005
GRÆSHOPPER	Jordkrebs	<i>Gryllotalpa gryllotalpa</i>	CR	2005
	Blåvinget ørkengræshoppe	<i>Oedipoda caerulescens</i>	CR	2005
	Lille lyngræshoppe	<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>	CR	2005
	Sydlig markgræshoppe	<i>Chortippus mollis</i>	VU	2005
	Stor enggræshoppe	<i>Chortippus dorsatus</i>	CR	2005
TÆGER	Ildtæge	<i>Pyrrhocoris apterus</i>	V	1997
	Blå bredtæge	<i>Zicrona caerulea</i>	V	1997
	Karsetæge	<i>Eurydema dominulus</i>	E	1997
	Toplettet tornben	<i>Adomerus biguttatus</i>	V	1997
	Toplettet urtetæge	<i>Stagonomus pusillus</i>	E	1997
	Klitsandtæge	<i>Phimodera humeralis</i>	V	1997
	Stor sandtæge	<i>Odontoscelis fuliginosa</i>	V	1997
	Stregtæge	<i>Jalla dumosa</i>	V	1997
	Lille sandtæge	<i>Odontoscelis lineola</i>	V	1997
SMÆLDERE	Matsort træsmælder	<i>Athous mutilatus</i>	VU	2005
	Stor skovsmælder	<i>Ampedus sanguineus</i>	VU	2005
		<i>Ampedus quercicola</i>	VU	2005
		<i>Ampedus praeustus</i>	CR	2005
		<i>Ampedus nigerrimus</i>	EN	2005
	Mørk Skovsmælder	<i>Ampedus nigerrimus</i>	EN	2005
	Pragtsmælder	<i>Ischnodes sanguinicollis</i>	VU	2005
Jættesmælder	<i>Elater ferrugineus</i>	VU	2005	
ANDRE BILLER	Bred vandkalv	<i>Dysticus latissimus</i>	E	1997
	Lys skivevandkalv	<i>Graphoderus bilineatus</i>	E	1997
		<i>Agabus clypealis</i>	E	1997
		<i>Halipilus fulvicollis</i>	V	1997
	Eremit	<i>Osmoderma eremita</i>	E	1997
		<i>Actophylla varendorffiana</i>	V	1997
		<i>Anopleta nitella</i>	V	1997
		<i>Philhygra mahleri</i>	V	1997
		<i>Saulcyella schmidtii</i>	E	1997
		<i>Eपुरaea danica</i>	V	1997
		<i>Cryptophagus falcozi</i>	E	1997
	<i>Enicmus atriceps</i>	E	1997	
	<i>Apion detritum</i>	E	1997	
SVIRREFLUER	Stikkelsbær-glanssvirreflue	<i>Epistrophe grossulariae</i>	VU	2005
	Kølle-gallesvirreflue	<i>Pipiza austriaca</i>	EN	2005
	Strandeng-maskesvirreflue	<i>Paragus albifrons</i>	EN	2005
	Klithede-maskesvirreflue	<i>Paragus finitimus</i>	VU	2005

Bilag 1. Tabel 1. fortsat

Gruppe	Dansk navn	Videnskabeligt navn	Rødliste		
			Kategori	År	
Svirrefluer fortsat	Klit-maskesvirreflue	<i>Paragus tibialis</i>	EN	2005	
	Kyst-bredfodsflue	<i>Platycheirus immarginatus</i>	VU	2005	
	Lang bredfodsflue	<i>Platycheirus podagratus</i>	VU	2005	
	Verralls hvepsesvirreflue	<i>Chrysotoxum verralli</i>	CR	2005	
	Sortmundet glanssvirreflue	<i>Epistrophe melanostoma</i>	VU	2005	
	Lysende svirreflue	<i>Melangyna lucifera</i>	VU	2005	
	Tidlig ornamentsvirreflue	<i>Xanthogramma festivum</i>	VU	2005	
	Hvepsetalje-svirreflue	<i>Doros profuges</i>	CR	2005	
	Bjerg-svirreflue	<i>Eriozona syrphoides</i>	VU	2005	
	Tagrør-kuglebærerflue	<i>Sphaerophoria loewi</i>	VU	2005	
	Ruderat-kuglebærerflue	<i>Sphaerophoria rueppelli</i>	VU	2005	
	Gulfodet gallesvirreflue	<i>Pipiza luteitarsis</i>	VU	2005	
	Sump-urtesvirreflue	<i>Cheilosia frontalis</i>	VU	2005	
	Broget urtesvirreflue	<i>Cheilosia illustrata</i>	VU	2005	
	Gulbenet urtesvirreflue	<i>Cheilosia flavipes</i>	VU	2005	
	Dværg-svirreflue	<i>Chamaesyrphus lusitanicus</i>	VU	2005	
	Gul humlesvirreflue	<i>Volucella inanis</i>	VU	2005	
	Gul bjørnesvirreflue	<i>Arctophila bombiformis</i>	VU	2005	
	Brun bjørnesvirreflue	<i>Arctophila superbians</i>	VU	2005	
	Tofarvet træsaftsvirreflue	<i>Brachyopa bicolor</i>	EN	2005	
	Panzers træsaftsvirreflue	<i>Brachyopa panzeri</i>	VU	2005	
	Smuk løgsvirreflue	<i>Eumerus ornatus</i>	VU	2005	
	Asiatisk løgsvirreflue	<i>Eumerus sogdianus</i>	VU	2005	
	Smal narcisflue	<i>Merodon avidus</i>	VU	2005	
	Sen damsvirreflue	<i>Anasimyia lunulata</i>	VU	2005	
	Kogleaks-damsvirreflue	<i>Lejops vittata</i>	VU	2005	
	Uld-svirreflue	<i>Mallota cimbiciformis</i>	EN	2005	
	Kilde-dyndflue	<i>Eristalis rupium</i>	VU	2005	
	Hedemose-dyndflue	<i>Eristalis cryptarum</i>	EN	2005	
	Uldhåret pelssvirreflue	<i>Criorhina floccosa</i>	VU	2005	
	Pragtsvirreflue	<i>Caliprobola speciosa</i>	EN	2005	
	Bredbåndet vedsvirreflue	<i>Temnostoma apiforme</i>	EN	2005	
	Lille træsvirreflue	<i>Xylota abiens</i>	VU	2005	
	Skinnende træsvirreflue	<i>Xylota meigeniana</i>	EN	2005	
	Fyrre-træsmuldsvirreflue	<i>Chalcosyrphus piger</i>	VU	2005	
	Sort træsmuldsvirreflue	<i>Chalcosyrphus valgus</i>	EN	2005	
	Jordhumle-svirreflue	<i>Pocotav personata</i>	EN	2005	
	DAGSOMMERFUGLE	Fransk bredpande	<i>Pyrgus armoricanus</i>	CR	2005
		Enghvidvinge	<i>Leptidea reali</i>	CR	2005
		Kirsebærtakvinge	<i>Nymphalis polychloros</i>	CR	2005
		Kejserkåbe	<i>Argynnis paphia</i>	EN	2005
		Markperlemorsommerfugl	<i>Mesoacidalia aglaja</i>	EN	2005
		Skovperlemorsommerfugl	<i>Fabriciana adippe</i>	EN	2005
		Moseperlemorsommerfugl	<i>Boloria aquilonaris</i>	EN	2005
		Rødlig perlemorsommerfugl	<i>Clossiana euphrosyne</i>	CR	2005
		Hedepletvinge	<i>Euphydryas aurinia</i>	CR	2005
		Sortplettet blåfugl	<i>Maculinea arion</i>	CR	2005
		Sortbrun blåfugl	<i>Aricia artaxerxes</i>	CR	2005
	NATSOMMERFUGLE		<i>Chortodes extrema</i>	V	1997
			<i>Chortodes morrisii</i>	V	1997
			<i>Heliothis maritima</i>	V	1997
			<i>Conisania leineri</i>	V	1997

Bilag 1. Tabel 1. fortsat

Gruppe	Dansk navn	Videnskabeligt navn	Rødliste	
			Kategori	År
Natsommerfugle forts.		<i>Psyche crassiorella</i>	V	1997
		<i>Epichnopteryx plumella</i>	V	1997
		<i>Phalacropteryx graslinella</i>	V	1997
		<i>Synanthedon flaviventris</i>	E	1997
		<i>Bembecia scopigera</i>	V	1997
	Kobberbrun spinder	<i>Gastropacha quercifolia</i>	E	1997
	Smalrandet humlebisværmere	<i>Hemaris tityus</i>	E	1997
		<i>Clostera anastomosis</i>	V	1997
	Skovbjørn	<i>Parasemia plantaginis</i>	V	1997
	Blodplet	<i>Tyria jacobaeae</i>	V	1997
ØVRIGE INSEKTER	En døgnflue	<i>Baetis calcaratus</i>	V	1997
	En slørvinge	<i>Isoptena serricornis</i>	V	1997
	En slørvinge	<i>Protonemura hrabei</i>	V	1997
PADDER	Grøn Frø	<i>Rana esculenta</i>	CR	2005
FUGLE	Hvid stork	<i>Ciconia ciconia</i>	CR	2005
	Skkestork	<i>Platalea leucorodia</i>	VU	2005
	Engsnarre	<i>Crex crex</i>	VU	2005
	Hvidbrystet præstekrave	<i>Charadrius alexandrinus</i>	EN	2005
	Højle	<i>Pluvialis apricaria</i>	CR	2005
	Almindelig ryle	<i>Calidris alpina</i>	EN	2005
	Brushane	<i>Philomachus pugnax</i>	EN	2005
	Stenvender	<i>Arenaria interpres</i>	VU	2005
	Sortterne	<i>Chlidonias niger</i>	EN	2005
	Kirkeugle	<i>Athene noctua</i>	EN	2005
	Mosehornugle	<i>Asio flammeus</i>	VU	2005
	Vendehals	<i>Jynx torquilla</i>	EN	2005
	Toplærke	<i>Galerida cristata</i>	CR	2005
	Markpiber	<i>Anthus campestris</i>	EN	2005
	Drosselrørsanger	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	EN	2005
	Høgesanger	<i>Sylvia nisoria</i>	CR	2005
	Pirol	<i>Oriolus oriolus</i>	CR	2005
	Karmindompap	<i>Carpodacus erythrinus</i>	VU	2005
	PATTEDYR	Brandts flagermus	<i>Myotis brandtii</i>	V
Damflagermus		<i>Myotis dasycneme</i>	V	1997
Vandflagermus		<i>Myotis daubentonii</i>	V	1997
Skægflagermus		<i>Myotis mystacinus</i>	V	1997
Frynsflagermus		<i>Myotis nattereri</i>	V	1997
Brunflagermus		<i>Nyctalus noctula</i>	V	1997
Troldflagermus		<i>Pipistrellus nathusii</i>	V	1997
Langøret flagermus		<i>Plecotus auritus</i>	V	1997
Hasselmus		<i>Muscardinus avellanarius</i>	V	1997
Odder		<i>Lutra lutra</i>	V	1997
Gråsæl		<i>Halichoerus grypus</i>	E	1997
ORKIDEER	Bakke-gøgelilje	<i>Plantanthera bifolia bifolia</i>	NT	2005
	Horndrager	<i>Anacamptis pyramidalis</i>	VU	2005
	Sværd-skovlilje	<i>Cephalanthera longifolia</i>	EN	2005
	Rød skovlilje	<i>Cephalanthera rubra</i>	EN	2005

Bilag1. Tabel 1. fortsat

Gruppe	Dansk navn	Videnskabeligt navn	Rødliste	
			Kategori	År
Orkideer fortsat	Fruesko	<i>Cypripedium calceolus</i>	VU	2005
		<i>Dactylorhiza ochroleuca</i>		
	Hvidgul gøgeurt	<i>incarnata</i>	EN	2005
	Priklæbet gøgeurt	<i>Dactylorhiza praetermissa</i>	EN	2005
	Hylde-gøgeurt	<i>Dactylorhiza sambucina</i>	VU	2005
	Rød hullæbe	<i>Epipactis atrorubens</i>	VU	2005
	Storblomstret hullæbe	<i>Epipactis leptochila</i>	VU	2005
	Knælæbe	<i>Epipogium aphyllum</i>	CR	2005
	Hvid sækspore	<i>Gymnadenia albida</i>	CR	2005
	Langakset trådspore	<i>Gymnadenia conopsea</i>	EN	2005
	Pukkellæbe	<i>Herminium monorchis</i>	EN	2005
	Mygblomst	<i>Liparis loeselii</i>	EN	2005
	Flueblomst	<i>Ophrys insectifera</i>	CR	2005
	Bakke-gøgeurt	<i>Orchis ustulata</i>	VU	2005
ANDRE PLANTER	Enkelt Månerude	<i>Botrychium simplex</i>	E	1997
	Pilledrager	<i>Pilularia globulifera</i>	V	1997
	Vårkobjælde	<i>Pulsatilla vernalis</i>	V	1997
	Vandranke	<i>Luronium natans</i>	V	1997

Bilag 1. Tabel 2. Liste over de 72 EU-arter som indgår i analyserne. Arter opført i EF-habitatdirektivets bilag II og/eller IV (Hab I og Hab VI) eller EF-Fuglebeskyttelsesdirektivets bilag I (Fugl I)

Gruppe	Dansk navn	Videnskabeligt navn	Direktiv-bilag	
FUGLE	Rørdrum	<i>Botaurus stellaris</i>	Fugl I	
	Skkestork	<i>Platalea leucorodia</i>	Fugl I	
	Bramgås	<i>Branta leucopsis</i>	Fugl I	
	Hvepsevåge	<i>Pernis apivorus</i>	Fugl I	
	Havørn	<i>Haliaeetus albicilla</i>	Fugl I	
	Rørhøg	<i>Circus aeruginosus</i>	Fugl I	
	Hedehøg	<i>Circus pygargus</i>	Fugl I	
	Kongeørn	<i>Aquila chrysaetos</i>	Fugl I	
	Vandrefalk	<i>Falco peregrinus</i>	Fugl I	
	Blåhals	<i>Luscinia svecica</i>	Fugl I	
	Plettet rørvagtel	<i>Porzana porzana</i>	Fugl I	
	Trane	<i>Grus grus</i>	Fugl I	
	Klyde	<i>Recurvirostra avosetta</i>	Fugl I	
	Hjejle	<i>Pluvialis apricaria</i>	Fugl I	
	Brushane	<i>Philomachus pugnax</i>	Fugl I	
	Tinksmed	<i>Tringa glareola</i>	Fugl I	
	Sorthovedet måge	<i>Larus melanocephalus</i>	Fugl I	
	Havterne	<i>Sterna paradisaea</i>	Fugl I	
	Dværgterne	<i>Sterna albifrons</i>	Fugl I	
	Sortterne	<i>Chlidonis niger</i>	Fugl I	
	Stor Hornugle	<i>Bubo bubo</i>	Fugl I	
	Mosehornugle	<i>Asio flammeus</i>	Fugl I	
	Natravn	<i>Caprimulgus europaeus</i>	Fugl I	
	Isfugl	<i>Alcedo atthis</i>	Fugl I	
	Sortspætte	<i>Dryocopus martius</i>	Fugl I	
	Hedelærke	<i>Lullula arborea</i>	Fugl I	
	Markpiper	<i>Anthus campestris</i>	Fugl I	
	Høgesanger	<i>Sylvia nisoria</i>	Fugl I	
	Rødrygget Tornskade	<i>Lanius collurio</i>	Fugl I	
	PATTEDYR	Bredøret flagermus	<i>Barbast barbastellus</i>	Hab II + IV
		Sydflagermus	<i>Eptesicus serotinus</i>	Hab IV
		Bechsteins Flagermus	<i>Myotis bechsteinii</i>	Hab II + IV
		Brandts flagermus	<i>Myotis brandtii</i>	Hab IV
Damflagermus		<i>Myotis dasycneme</i>	Hab II + IV	
Vandflagermus		<i>Myotis daubentonii</i>	Hab IV	
Skægflagermus		<i>Myotis mystacinus</i>	Hab IV	
Frynseflagermus		<i>Myotis nattereri</i>	Hab IV	
Brunflagermus		<i>Nyctalus noctula</i>	Hab IV	
Troldflagermus		<i>Pipistrellus nathusii</i>	Hab IV	
Pipistrellus-flagermus		<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	Hab IV	
Langøret flagermus		<i>Plecotus auritus</i>	Hab IV	
Skimmelflagermus		<i>Vespertilio murinus</i>	Hab IV	
Birkemus		<i>Sicista betulina</i>	Hab IV	
Hasselmus		<i>Muscardinus avellanarius</i>	Hab IV	
Odder		<i>Lutra lutra</i>	Hab II + IV	
Spættet sæl		<i>Phoca vitulina</i>	Hab II	
Gråsæl		<i>Halichoerus grypus</i>	Hab II	

Bilag 1. Tabel 2. fortsat.

Gruppe	Dansk navn	Videnskabeligt navn	Direktiv-bilag
KRYBDYR	Markfirben	<i>Lacerta agilis</i>	Hab IV
PADDER	Løvfrø	<i>Hyla arborea</i>	Hab IV
	Løgfrø	<i>Pelobates fuscus</i>	Hab IV
	Klokkefrø	<i>Bombina bombina</i>	Hab II + IV
	Strandtudse	<i>Bufo calamita</i>	Hab IV
	Grønbroget tudse	<i>Bufo viridis</i>	Hab IV
	Spidssnudet frø	<i>Rana arvalis</i>	Hab IV
	Springfrø	<i>Rana dalmatina</i>	Hab IV
	Stor vandsalamander	<i>Triturus cristatus</i>	Hab II + IV
FISK	Snæbel	<i>Coregonus oxyrinchus</i>	Hab II + IV
INSEKTER	Grøn Mosaikguldsmed	<i>Aeshna viridis</i>	Hab IV
	Grøn kølleguldsmed	<i>Ophiogomphus cecilia</i>	Hab II + IV
	Stor Kærguldsmed	<i>Leucorrhinia arctica</i>	Hab II + IV
	Hedepletvinge	<i>Euphydryas aurinia</i>	Hab II
	Sortpletlet blåfugl	<i>Maculinea arion</i>	Hab IV
	Eremit	<i>Osmoderma eremita</i>	Hab II
	Bred vandkalv	<i>Dysticus latissimus</i>	Hab II
	Lys skivevandkalv	<i>Graphoderus bilineatus</i>	Hab II
PLANTER	Grøn Buxbaumia	<i>Buxbaumia viridis</i>	Hab II
	Blank seglmos	<i>Hamatocaulis vernicosus</i>	Hab II
	Enkelt Månerude	<i>Botrychium simplex</i>	Hab II
	Vandranke	<i>Luronium natans</i>	Hab II
	Gul stenbræk	<i>Saxifraga hirculus</i>	Hab II
	Fruesko	<i>Cypripedium calceolus</i>	Hab II
	Mygblomst	<i>Liparis loeselii</i>	Hab II

Bilag 2. Arter i pilotområderne og i 'de syv bedste områder mht. truede arter'

Bilag 2 Sammenligning af arterne i hhv. de syv pilotområder og 'de syv bedste områder mht. truede arter'. Truede arter er markeret med rgråt. Pilotområderne er: Læsø, Thy, Lille Vildmose, Mols, Vadehavet, Nordsjælland og Møn. De syv bedste områder er: Københavns Omegn, Bornholm, Skagen, Det midtjyske Søhøjland, Roskilde Lejre, Møn og Skjern Å (Som Tabel 10 i hovedteksten, men med angivelse af videnskabelige artsnavne).

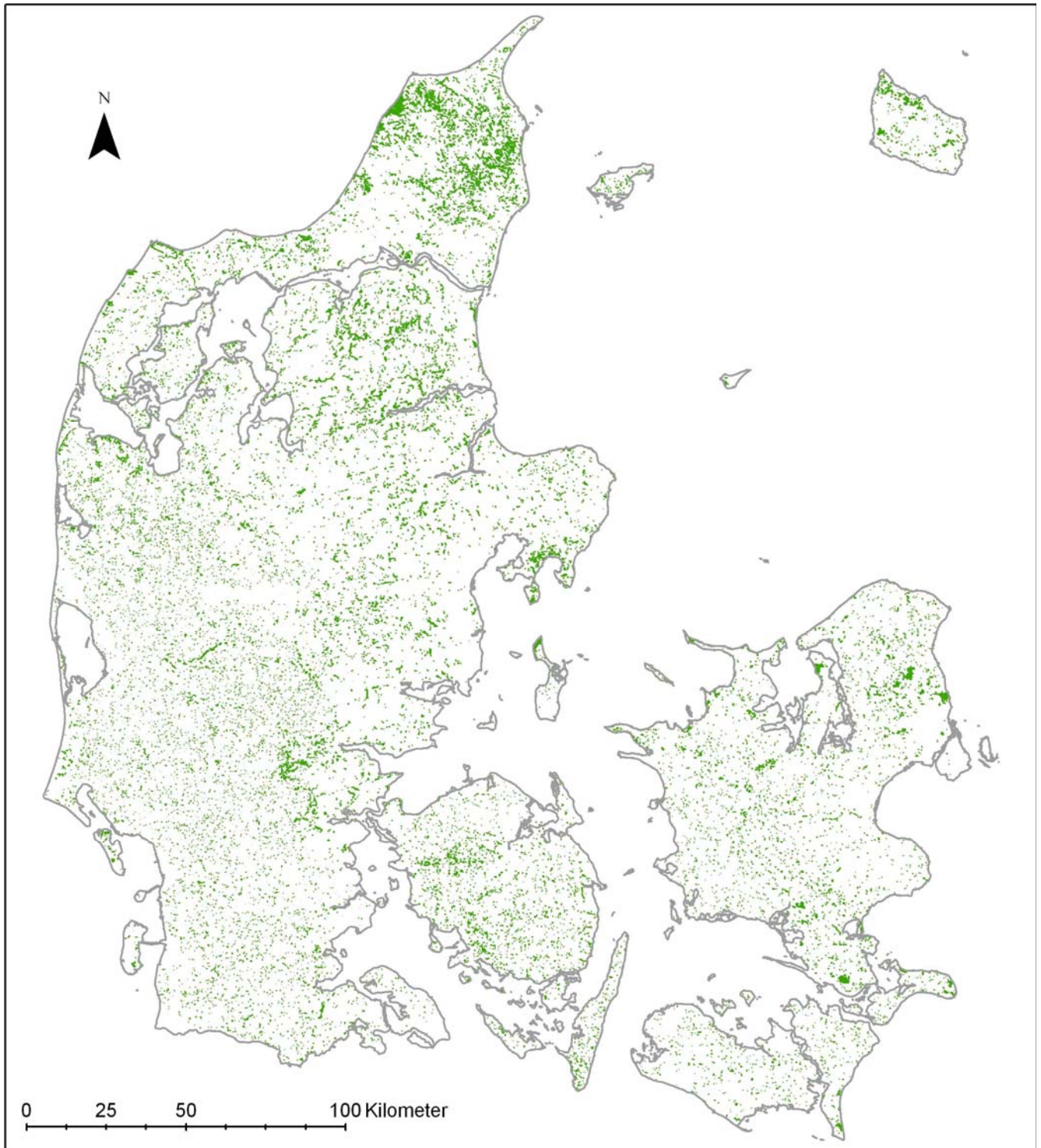
Arter som ikke er med i nogen af de to netværk	Arter som kun findes i pilotområderne	Arter som findes i begge netværk	Arter som kun findes i 'de syv bedste områder mht. truede arter'
PATTEDYR			
Brandmus, <i>Apodemus agrarius</i>	Birkemus, <i>Sicista betulina</i>	Brunflagermus, <i>Nyctalus noctula</i> Langøret flagermus, <i>Plecotus auritus</i> Troidflagermus, <i>Pipistrellus nathusii</i> Frynseflagermus, <i>Myotis nattereri</i> Brandts flagermus, <i>Myotis brandtii</i> Vandflagermus, <i>Myotis daubentonii</i> Damflagermus, <i>Myotis dasycneme</i> Odder, <i>Lutra lutra</i> Gråsæl, <i>Halichoerus grypus</i> + 34 ikke truede arter	Skægflagermus, <i>Myotis mystacinus</i> Hasselmus, <i>Muscardinus avellanarius</i> Bechsteins Flagermus, <i>Myotis bechsteinii</i>
FUGLE			
Hvid Stork, <i>Ciconia ciconia</i> Kirkeugle, <i>Athene noctua</i> Toplærke, <i>Galerida cristata</i> Drosselrørsanger, <i>Acrocephalus arundinaceus</i> Høgesanger, <i>Sylvia nisoria</i> Pirol, <i>Oriolus oriolus</i> Mallebuk, <i>Fulmarus glacialis</i> Sangsvane, <i>Cygnus cygnus</i> Dværgmåge, <i>Larus minutus</i> Lomvie, <i>Uria aalge</i> Turteldue, <i>Streptopelia turtur</i> Vandstær, <i>Cinclus cinclus</i> Gulirisk, <i>Serinus serinus</i>	Hvidbrøstet præstekrave, <i>Charadrius alexandrinus</i> Hjejle, <i>Pluvialis apricaria</i> Sortterne, <i>Chlidonis niger</i> Havørn, <i>Haliaeetus albicilla</i> Hedehøg, <i>Circus pygargus</i> Kongeørn, <i>Aquila chrysaetos</i> Ride, <i>Rissa tridactyla</i> Tejst, <i>Cephus grylle</i> Skærpiber, <i>Anthus spinoletta</i> Blåhals, <i>Luscinia svecica</i> Sortstrubet bynkefugl, <i>Saxicola torquata</i> Savisanger, <i>Locustella luscinioides</i> Fyrremejse, <i>Parus montanus</i>	Engsnarre, <i>Crex crex</i> Almindelig ryle, <i>Calidris alpina</i> Brushane, <i>Philomachus pugnax</i> Stenvender, <i>Arenaria interpres</i> Mosehornugle, <i>Asio flammeus</i> Karmindompap, <i>Carpodacus erythrinus</i> + 149 ikke truede arter	Skkestork, <i>Platalea leucorodia</i> Vendehals, <i>Jynx torquilla</i> Markpipper, <i>Anthus campestris</i> Bramgås, <i>Branta leucopsis</i> Lærkefalk, <i>Falco subbuteo</i> Sorthovedet måge, <i>Larus melanocephalus</i> Alk, <i>Alca torda</i> Stor tornskade, <i>Lanius excubitor</i>
KRYBDYR OG PADDER			
Bjergsalamander, <i>Triturus alpestris</i> Klokkefrø, <i>Bombina bombina</i>		Grøn Frø, <i>Rana esculenta</i> + 14 ikke truede arter	Løvfrø, <i>Hyla arborea</i> Latterfrø, <i>Rana ridibunda</i>
FISK			
Snæbel, <i>Coregonus oxyrinchus</i>			

Bilag 2 Fortsat

Arter som ikke er med i nogen af de to netværk	Arter som kun findes i pilotområderne	Arter som findes i begge netværk	Arter som kun findes i de syv bedste områder mht. truede arter
DAGSOMMERFUGLE			
Fransk bredpande, <i>Pyrgus armoricanus</i> Rødlig perlemorsommerfugl, <i>Clossiana euphrosyne</i> Sortpletlet bredpande, <i>Carterocephalus silvicolus</i> Sort ildfugl, <i>Lycaena tityrus</i>		Skovperlemorsommerfugl, <i>Fabriciana adippe</i> Markperlemorsommerfugl, <i>Mesoacidalia aglaja</i> Moseperlemorsommerfugl, <i>Boloria aquilonaris</i> Kejserkåbe, <i>Argynnis paphia</i> Sortpletlet blåfugl, <i>Maculinea arion</i> + 47 ikke truede arter	Enghvidvinge, <i>Leptidea reali</i> Kirsebærtakvinge, <i>Nymphalis polychloros</i> Hedepletvinge, <i>Euphydryas aurinia</i> Sortbrun blåfugl, <i>Aricia artaxerxes</i> Brun pletvinge
ANDRE INSEKTER			
8 truede arter	8 truede arter	36 truede arter	36 truede arter
32 ikke truede arter	11 ikke truede arter	490 ikke truede arter	32 ikke truede arter
ORKIDEER			
Fruesco, <i>Cypripedium calceolus</i> Hvid sækspore, <i>Gymnadenia albida</i> Langakset trådspore, <i>Gymnadenia conopsea</i> Hvidgul gøgeurt, <i>Dactylorhiza ochroleuca incarnata</i> Bakke-gøgeurt, <i>Orchis ustulata</i> Flueblomst, <i>Ophrys insectifera</i> Langsporet gøgelilje, <i>Platanthera latiflora bifolia</i> Maj-gøgeurt, <i>Dactylorhiza baltica majalis</i>	Mygblomst, <i>Liparis loeselii</i> Purpur-gøgeurt, <i>Dactylorhiza purpurella purpurella</i>	Rød skovlilje, <i>Cephalanthera rubra</i> Storblomstret hullæbe, <i>Epipactis leptochila</i> Rød hullæbe, <i>Epipactis atrorubens</i> Bakke-gøgelilje, <i>Platanthera bifolia bifolia</i> Hylde-gøgeurt, <i>Dactylorhiza sambucina</i> Horndrager, <i>Anacamptis pyramidalis</i> Pukkellæbe, <i>Herminium monorchis</i> + 20 ikke truede arter	Sværd-skovlilje, <i>Cephalanthera longifolia</i> Knælæbe, <i>Epipogium aphyllum</i> Prikklæbet gøgeurt, <i>Dactylorhiza praetermissa</i> Vendsyssel-gøgeurt, <i>Dactylorhiza majalis purpurella</i>
ANDRE KARPLANTER			
Enkelt Månerude, <i>Botrychium simplex</i> Tangurt, <i>Bassia hirsuta</i> Gul stenbræk, <i>Saxifraga hirculus</i> Rundbælg, <i>Anthyllis vulneraria</i> Strandskjaller, <i>Rhinanthus serotinus halophilus</i> Klitøjentrøst, <i>Euphrasia dunensis</i> Kærfnokurt, <i>Cineraria palustris congesta</i> Baltisk svingel, <i>Festuca sabulosa</i> Kærfnokurt, <i>Cineraria palustris congesta</i>	Strandrødtop, <i>Odontites verna litoralis</i>	Pilledrager, <i>Pilularia globulifera</i> Nordisk øjentrøst, <i>Euphrasia arctica minor</i> Engensian, <i>Gentianella uliginosa</i> Nordisk øjentrøst, <i>Euphrasia arctica minor</i> Kratsnerre, <i>Galium valdepiilosum</i> Klitstar, <i>Carex trinervis</i> Fin bunke, <i>Deschampsia setacea</i>	Vandranke, <i>Luronium natans</i> Blegblå anemone, <i>Anemona apennina</i> Øresundshønsetarm, <i>Ceras diffusum</i> Lav hindebæger, <i>Limonium humile</i> Melet kodriver, <i>Primula farinosa</i> Lyngvikke, <i>Vicia orobus</i> Flodklaseskærm, <i>Oenanthe fluviatilis</i> Fjerknopurt, <i>Centaurea phrygia pseudophrygia</i> Gul iris, <i>Iris spuria</i>
LAV, MOS og ULVEFOD			
<i>Pertusaria inopinata</i> (en lav) Blank seglmos, <i>Hamatocaulis vernicosus</i> Flad Ulvefod, <i>Lycopodium complanatum</i>	Grøn Buxbaumia, <i>Buxbaumia viridis</i> Cypresulvefod, <i>Lycopodium tristachyum</i>	4 arter af ulvefod	<i>Arthonia lignariella</i> (en lav) <i>Micarea curvata</i> (en lav) <i>Rinodina orculariopsis</i> (en lav)

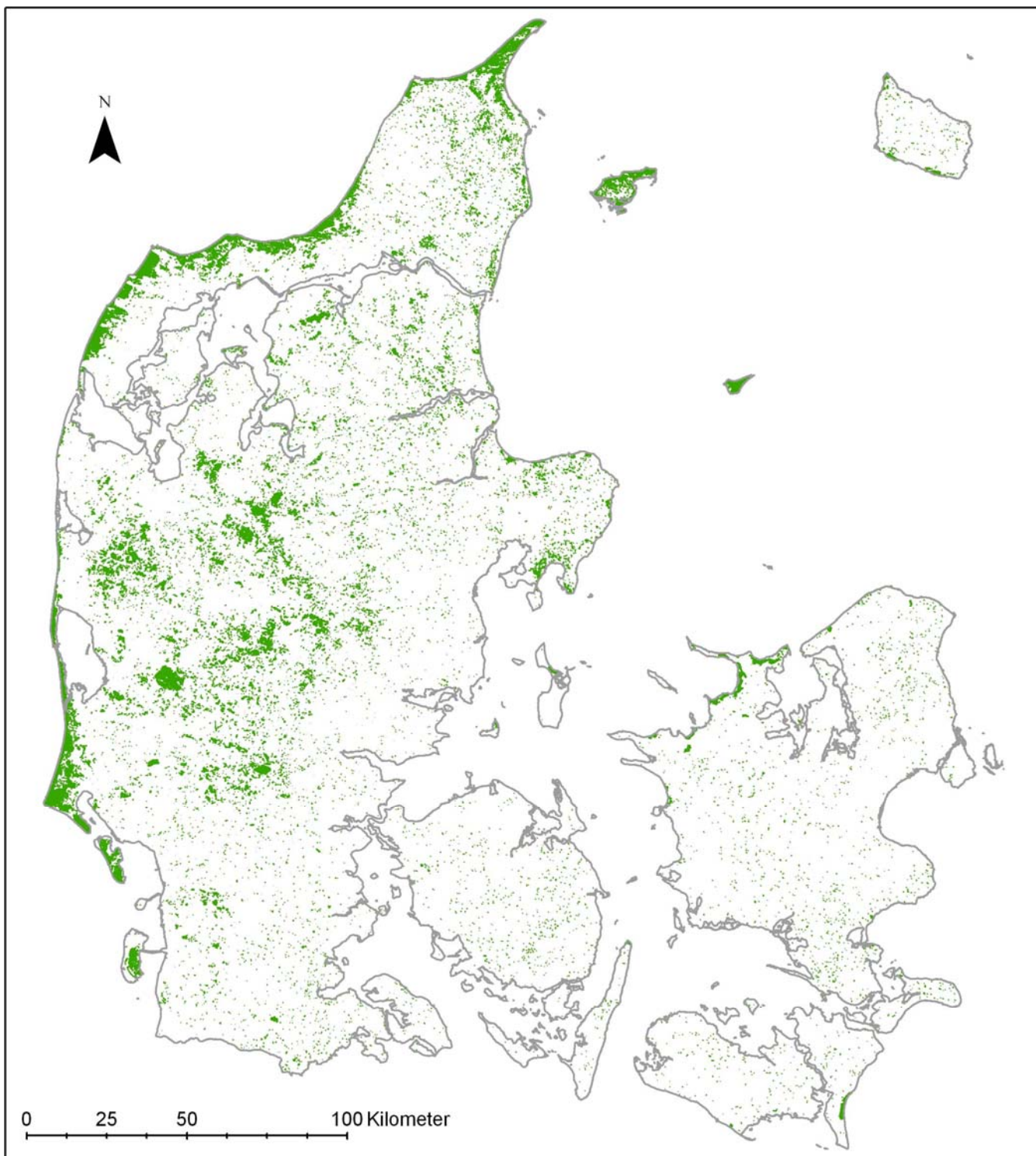
Bilag 3. §3-naturtypernes udbredelse

Kort med udbredelsen af de seks §3-naturtyper, som anvendes i analyserne. Bemærk at den arealmæssige udbredelse af flere af naturtyperne på kortene i bilaget er kraftigt overdrevet. Dette skyldes, at omridsene af forekomsterne på kortene bevidst er lavet "for tykke". Hvis naturtyperne indtegnes alene med deres faktiske areal, bliver flere af disse næsten usynlige i den anvendte målestok. Kortene giver derfor primært et indtryk af naturtypernes geografiske fordeling i Danmark.



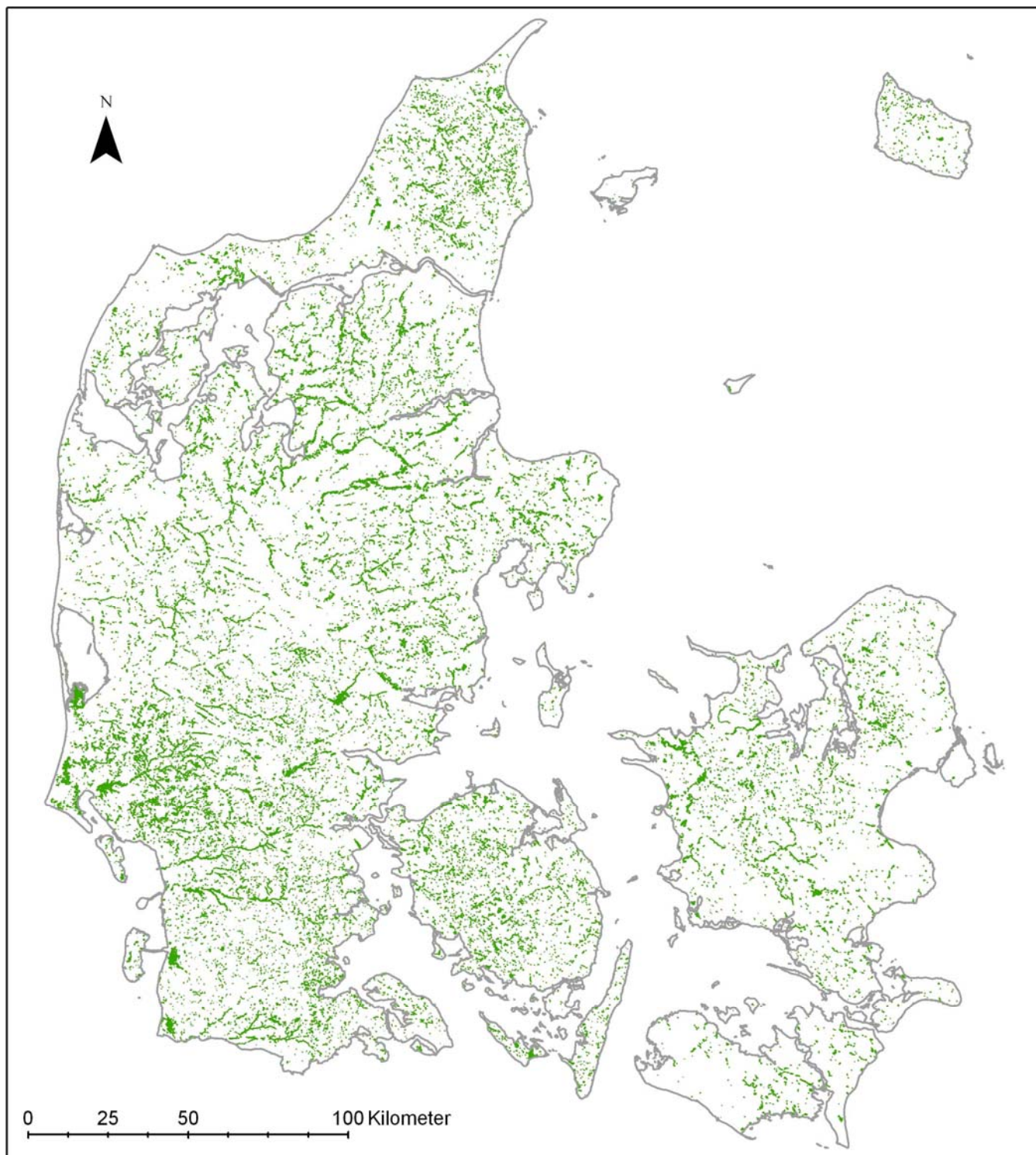
AIS §3-områder

■ 3210 - Overdrev



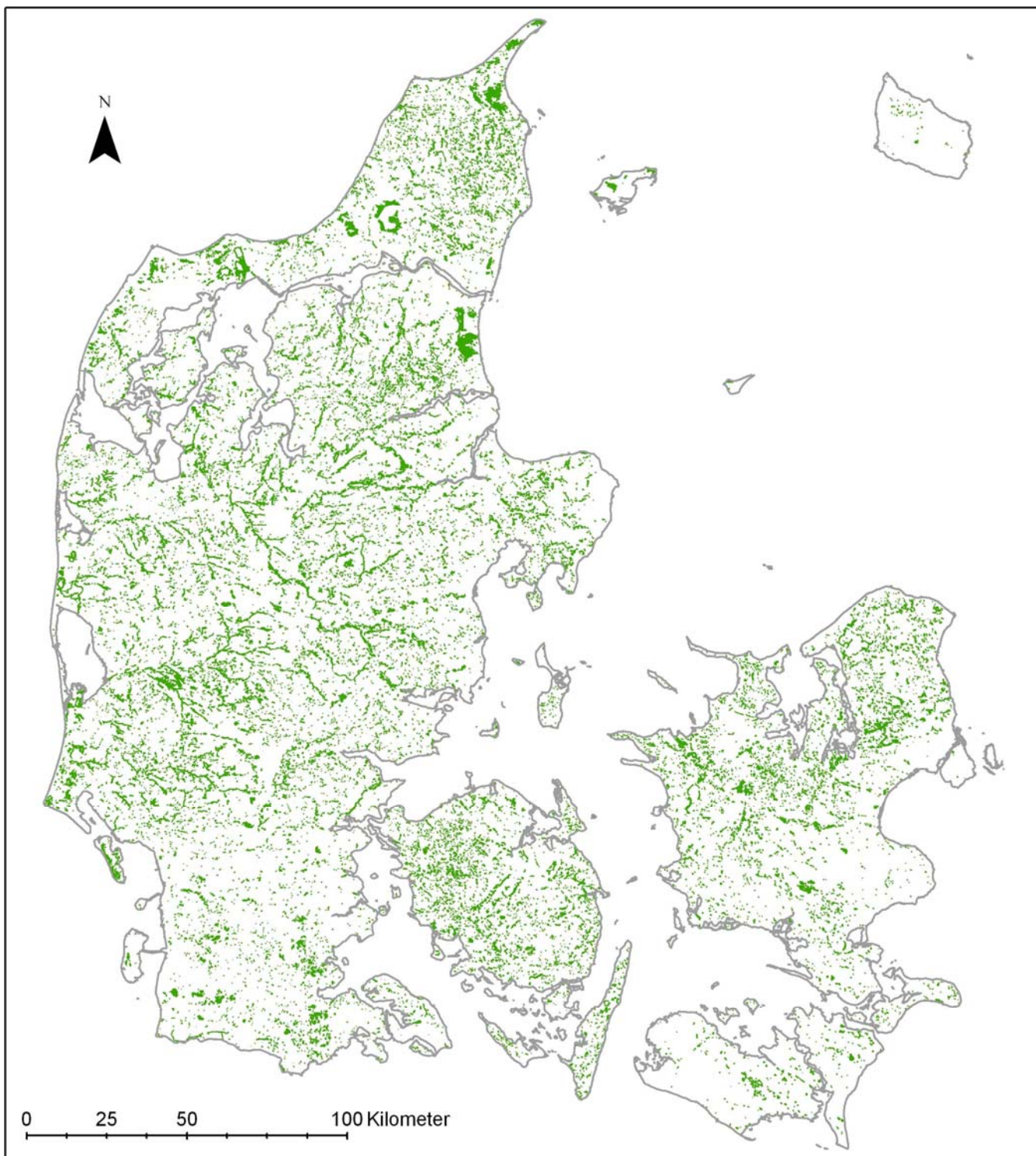
AIS §3-områder

3220 - Hede



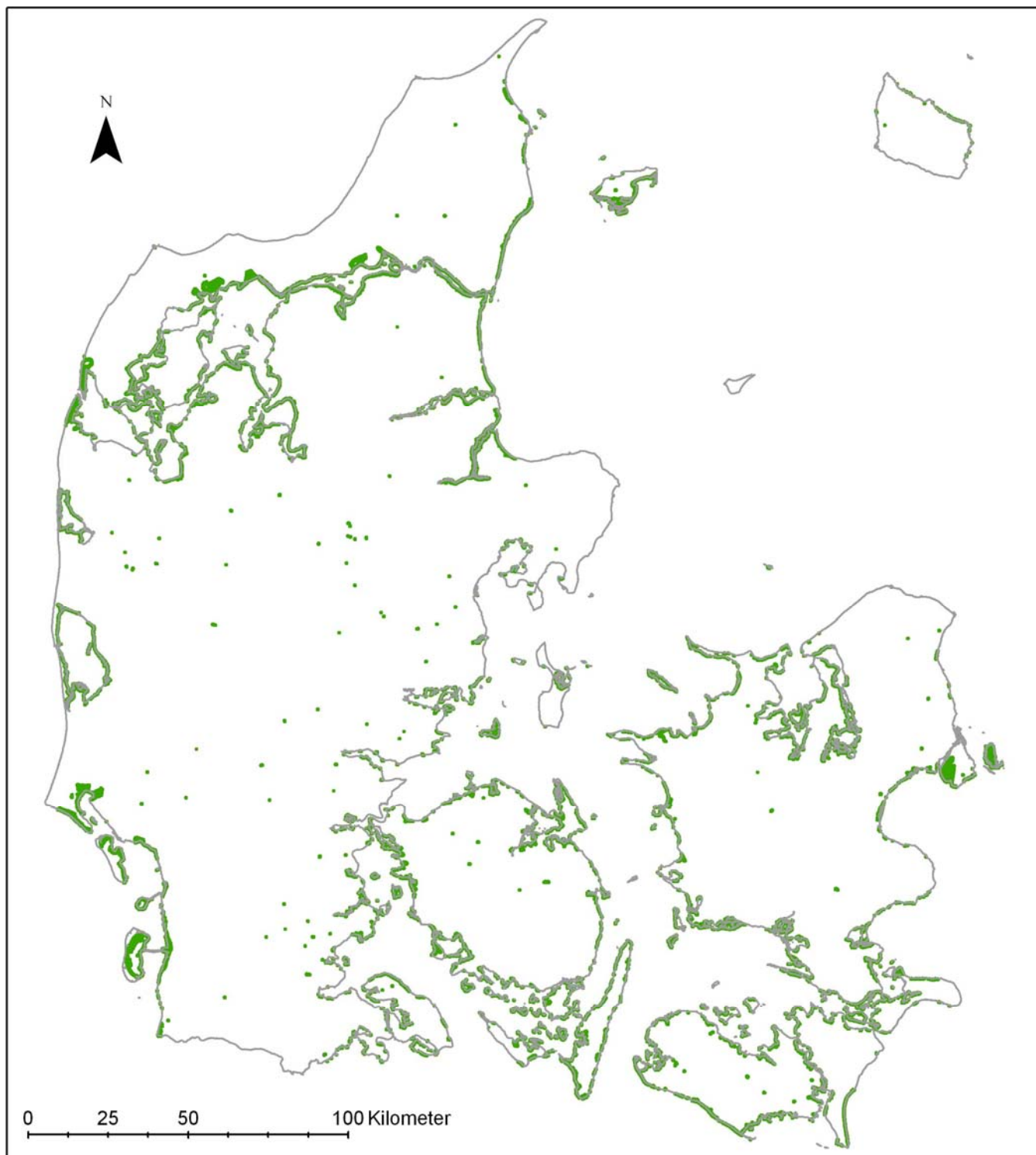
AIS §3-områder

4110 - Ferske enge



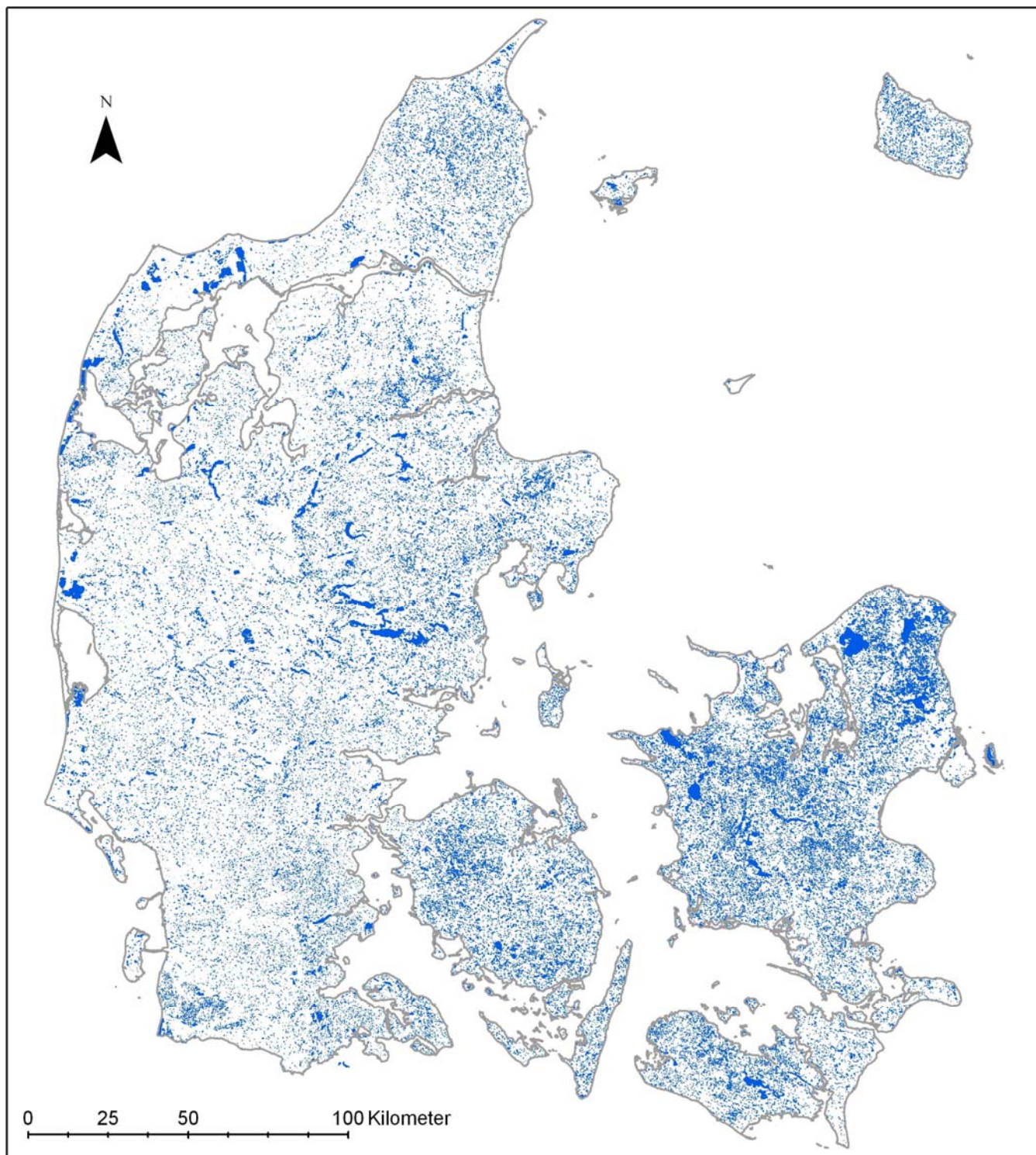
AIS §3-områder

 4120 - Mose



AIS §3-områder

 4210 - Marsk og strandeng



AIS §3-områder

■ 5120 - Sø

Bilag 4. EU-Naturtyper

Bilag 4. Liste over de 51 terrestriske samt kyst- og ferskvandsrelaterede naturtyper, som findes og er registreret selvstændigt i Danmark. En stjerne markerer prioriterede naturtyper.

Nr	Naturtype
1210	Enårig vegetation på stenede strandvolde
1220	Flerårig vegetation på stenede strande
1230	Klinter eller klipper ved kysten
1310	Vegetation af kveller eller andre enårige strandplanter, der koloniserer mudder og sand
1330	Strandenge
1340	*Indlands saltenge
2110	Forstrand og begyndende klitdannelser
2120	Hvide klitter og vandremiler
2130	*Stabile kystklitter med urteagtig vegetation (grå klit og grønsværklit)
2140	*Kystklitter med dværgbuskvegetation (klithede)
2160	Kystklitter med havtorn
2170	Kystklitter med gråris
2180	Kystklitter med selvsåede bestande af hjemmehørende træarter
2190	Fugtige klitlavninger
2250	*Kystklitter med enebær
2310	Indlandsklitter med lyng og visse
2320	Indlandsklitter med lyng og revling
2330	Indlandsklitter med åbne græsarealer med sandskæg og hvene
3110	Kalk- og næringsfattige søer og vandhuller (lobeliesøer)
3130	Ret næringsfattige søer og vandhuller med små amfibiske planter ved bredden
3140	Kalkrige søer og vandhuller med kransnålalger
3150	Næringsrige søer og vandhuller med flydeplanter eller store vandaks
3160	Brunvandede søer og vandhuller
3260	Vandløb med vandplanter
3270	Vandløb med tidvis blottet mudder med enårige planter
4010	Våde dværgbusksamfund med klokkelyg
4030	Tørre dværgbusksamfund (heder)
5130	Enebærkrat på heder, overdrev eller skrænter
6120	*Meget tør overdrevs- eller skræntvegetation på kalkholdigt sand
6210	Overdrev og krat på mere eller mindre kalkholdig bund (* vigtige orkidélokalteter)
6230	*Artsrige overdrev eller græsheder på mere eller mindre sur bund
6410	Tidvis våde enge på mager eller kalkrig bund, ofte med blåtop
6430	Bræmmer med høje urter langs vandløb eller skyggende skovbryn
7110	*Aktive højmoser
7120	Nedbrudte højmoser med mulighed for naturlig gendannelse
7140	Hængesæk og andre kærsamfund dannet flydende i vand
7150	Plantesamfund med næbfrø, soldug eller ulvefod på vådt sand eller blottet tørv
7210	*Kalkrige moser og sumpe med hvas avneknippe
7220	*Kilder og væld med kalkholdigt (hårdt) vand
7230	Rigkær
8220	Indlandsklipper af kalkfattige bjergarter
8330	Havgrotter, der står helt eller delvis under vand
9110	Bøgeskove på morbund uden kristtorn
9120	Bøgeskove på morbund med kristtorn
9130	Bøgeskove på muldbund

Bilag 5. fortsat

Nr	Naturtype
9150	Bøgeskove på kalkbund
9160	Egeskove og blandskove på mere eller mindre rig jordbund
9170	Vinteregeskove i østlige (subkontinentale) egne
9190	Stilkegeskove og -krat på mager sur bund
91D0	*Skovbevoksede tørvemoser
91E0	*Elle- og askeskove ved vandløb, søer og væld

Bilag 5. Habitatområder i de 32 større sammenhængende naturområder

Habitatområder i de 32 større sammenhængende naturområder. Analyserne vedrørende EU-naturtyper (fra EF-habitatdirektivet) bygger på udpegningsgrundlaget for de angivne habitatområder.

Større sammenhængende naturområder	Habitatområde	
	Nr	Navn
PILOTOMRÅDER		
Læsø	9	Strandenge på Læsø og havet syd herfor
	10	Holtemmen, Højsande og Nordmarken
Thy	24	Hanstholmreservatet, Nors Sø og Vandet Sø
	25	Vangså Hede
	26	Ålvand Klithede og Førby Sø
	27	Hvidbjerg Å, Ove Sø og Ørum Sø
	184	Klitheder mellem Stenbjerg og Lodbjerg
Lille Vildmose	18	Lille Vildmose, Tofte Skov og Høstemark Skov
Mols	44	Stubbe Sø
	46	Tved Kær
	186	Mols Bjerge med kystvande
	230	Kaløskovene og Kaløvig
	231	Kobberhage kystarealer
Vadehavet	78	Vadehavet med Ribe Å, Tved Å og Varde Å vest for Varde
Nordsjælland	114	Teglstrup Hegn og Hammermølle Skov
	115	Gurre Sø
	116	Rusland
	117	Gribskov
	118	Arresø, Ellemose og Lille Lyngby Mose
	119	Tisvilde Hegn og Melby Overdrev
	190	Esrum Sø, Esrum Å og Snævret Skov
	Møn	147
150		Klinteskoven
UNDERSØGELSESOMRÅDER		
Skjern Å	60	Borris Hede
	61	Skjern Å
Roskilde/Lejre	120	Roskilde Fjord
	128	Ejby Ådal og omliggende kystskrænter
	129	Hejede Overdrev, Valborup Skov og Valsøllille Sø
	246	Ryegård Dyrehave, Bramsnæs og Garveriskov
	247	Egernæs med holme og Fuglsø
Åmosen/Tissø	137	Store Åmose, Skarresø og Bregninge Å
	138	Åmose, Tissø, Halleby Å og Flasken

Større sammenhængende naturområder	Nr	Habitatområde Navn
FRILUFTSRÅDETS og/eller DN's FORSLAG		
Skagen	1	Skagens Gren
	2	Råbjerg Mile og Hulsig Hede
	3	Jerup Hede, Råbjerg og Tolshave Mose
Tolne/Tolshave	3	Jerup Hede, Råbjerg og Tolshave Mose
	214	Tolne Bakker
Hanherred/Vejlerne	13	Svinkløv Klitplantage og Grønne Strand
	16	Løgstør Bredning, V ejlerne og Bulbjerg
	23	Villum Sø
	185	Lild Strand og Lild Strandkær
	187	Korsø knude
	193	Ejstrup Klit og Egvands Bakker
	219	Lien med Underlien
	220	Hanstholmknuden
Rold Skov	222	Villestrup Ådal
Det Midtjyske Søhøjland	45	Gudenå og Gjern Bakker
	48	Salten Å, Salten Langsø, Mossø og søer syd for Salten Langsø og dele af Gudenå
	50	Yding Skov og Ejer Skov
	181	Silkeborgskovene
Ringkøbing Fjord	62	Ringkøbing Fjord og Nymindestrømmen
Vojens-Haderslev Ådal	81	Panhule Skov og Stevning Dam
Svaninge Bakker	104	Skove og søer syd for Brahetrolleborg
	105	Arreskov Sø
	106	Store Øresø, Sortesø og Iglesø
	240	Svanninge Bakker
DetSydfynskeØhav	107	Bøjden Nor
	108	Maden på Helnæs og havet vest for
	109	Vestlige del af Avernakø
	111	Sydfynske Øhav
Københavns Omegn	121	Kattehale Mose
	122	Bøllelose
	123	Øvre Mølleådal, Furesø og Frederiksdal Skov
	124	Vasby Mose og Sengeløse Mose
	125	Broebak Mose og Gentofte Sø
	126	Saltholm og omliggende hav
	127	Vestamager og havet syd for
	191	Nedre Mølleådal
	251	Jægersborg Dyrehave

Bilag 5. fortsat

Større sammenhængende naturområder	Habitatområde	
	Nr	Navn
Tystrup-Bavelse/Suså	194	Suså med Tystrup-Bavelse Sø og Slagmosen
Smålandsfarvandet	143	Skælskør Fjord og havet og kysten mellem Agersø og Glænø
	148	Havet og kysten mellem Karrebæk Fjord og Knudshoved Odde
	152	Smålandsfarvandet nord for Lolland, Guldborg Sund, Bøtø Nor og Hyllekrog-Rødsand
	180	Oreby Skov
Bornholm	159	Spællinge Ådal, Døndal og Helligdomsklipperne
	160	Hammeren og Slotslyngen
	162	Almindingen, Ølene og Paradisbakkerne
	213	Randkløve Skår
SUPPLERENDE OMRÅDER		
Store Vildmose	12	Store Vildmose
	248	Saltum Bjerge
Jyske Ås	217	Nymølle Bæk og Nejsum Hede
Vestjyske Heder	57	Heder og klitter på Skovbjerg Bakkeø
	58	Nissum Fjord
	59	Stadil Fjord og Vest Stadil Fjord
	178	Kimmelkær Landkanal
	188	Husby Sø og Nørresø
	197	Husby klit
224	Flynder Å og heder i Klosterhede Plantage	
Midjyske heder/Karup Å	35	Hald Ege, Stanghede og Dollerup Bakker
	40	Karup Å
	41	Hjelm Hede, Flyndersø og Stubbergård Sø
	53	Skørsø
	54	Skånsø og Tranemose
	87	Frøslev Mose
	226	Kongenshus Hede
227	Hessellund Hede	
UlkjærMose/Hjøllund/Vrads	49	Sepstrup Sande, Vrads Sande, Velling Skov og Palsgård Skov
Kallesmærsk Hede/Varde Å	73	Kallesmærsk Hede, Grærup Langsø, Fiilsø og Kærgård Klitplantage
VejleÅ/Grejsdalen	70	Øvre Grejs Ådal
	71	Randbøl Hede og klitter i Frederikshåb Plantage
	238	Egtved Ådal
Jægerspris Nordskov	133	Jægerspris Skydeterræn
	199	Kongens Lyng
Dybbøl/Sønderborg	Ingen habitatområder	

Bilag 6. Rekreativ værdi

Bilag 6. Data for de fire indikatorer for rekreativ værdi for hvert af de 32 større sammenhængende naturområder anvendt i analyserne.

Rang	Besøgstimer pr år (x1000)	Rang	Besøgspotentiale (antal bilbesøg pr år pr km ²)	Rang	Transportafstand (km)	Rang	Udenlandske bilbesøg (timer pr år)	
1	Københavns omegn	21.880	1 Københavns omegn	1050	1 Ulkjær Mose / Hjøllund / Vrads	98	1 Vadehavet	707.187
2	Vadehavet	5.260	2 Dybbøl / Sønderborg	950	2 Thy	97	2 Ringkøbing Fjord	116.137
3	Nordsjælland	4.889	3 Roskilde / Lejre	900	3 Ringkøbing Fjord	88	3 Møn	107.497
4	Møn	1.883	4 Nordsjælland	850	4 Det Sydfynske Øhav	84	4 Skagen	77.648
5	Skagen	1.422	5 Møn	750	5 Møn	80	5 Københavns omegn	75.810
6	Ringkøbing Fjord	1.124	6 Svaninge Bakker	700	6 Hanherred / Vejlerne	76	6 Hanherred / Vejlerne	64.358
7	Bornholm	1.104	6 Jægerspris Nordskov	700	7 Lille Vildmose	64	7 Bornholm	63.809
8	Hanherred / Vejlerne	966	8 Vojens-Haderslev Ådal	600	8 Skagen	59	8 Thy	44.951
9	Det midtjyske søhøjland	883	8 Det Sydfynske Øhav	600	9 Midjyske heder / Karup Å	58	9 Vestjylland	42.137
10	Thy	847	10 Mols	550	10 Vadehavet	57	10 Kallenmærsk Hede / Varde Å	31.708
11	Vojens-Haderslev Ådal	804	10 Tystrup-Bavelse / Suså	550	11 Kallenmærsk Hede / Varde Å	52	11 Det Sydfynske Øhav	30.752
12	Vestjylland	737	10 Bornholm	550	12 Vejle Å / Grejsdalen	51	12 Mols	28.460
13	Dybbøl / Sønderborg	668	10 Vejle Å / Grejsdalen	550	13 Dybbøl / Sønderborg	50	13 Læsø	23.993
14	Roskilde / Lejre	629	14 Rold Skov	500	14 Vestjylland	50	14 Nordsjælland	20.386
15	Mols	616	15 Skagen	450	15 Det midtjyske søhøjland	49	15 Dybbøl / Sønderborg	14.191
16	Rold Skov	544	15 Tolne / Tolshave	450	16 Vojens-Haderslev Ådal	45	16 Det midtjyske søhøjland	8.995
17	Midjyske heder / Karup Å	535	17 Thy	400	17 Mols	42	17 Vojens-Haderslev Ådal	8.586
18	Det Sydfynske Øhav	511	17 Vadehavet	400	18 Rold Skov	42	18 Rold Skov	3.624
19	Kallenmærsk Hede / Varde Å	362	17 Det midtjyske søhøjland	400	19 Nordsjælland	38	19 Svaninge Bakker	2.258
20	Svaninge Bakker	278	17 Hanherred / Vejlerne	400	20 Roskilde / Lejre	36	20 Ulkjær Mose / Hjøllund / Vrads	1.698
21	Tystrup-Bavelse / Suså	273	17 Ringkøbing Fjord	400	21 Københavns omegn	33	21 Jægerspris Nordskov	1.198
22	Læsø	272	22 Store Vildmose	350	22 Jyske Ås	32	22 Midjyske heder / Karup Å	1.142
23	Jægerspris Nordskov	252	22 Kallenmærsk Hede / Varde Å	350	23 Tystrup-Bavelse / Suså	30	23 Roskilde / Lejre	872
24	Vejle Å / Grejsdalen	162	22 Vestjylland	325	24 Svaninge Bakker	29	24 Tystrup-Bavelse / Suså	641
25	Ulkjær Mose / Hjøllund / Vrads	86	22 Midjyske heder / Karup Å	325	25 Bornholm	28	25 Vejle Å / Grejsdalen	194
26	Jyske Ås	32	26 Åmosen / Tissø	300	26 Jægerspris Nordskov	24	26 Lille Vildmose	0
27	Lille Vildmose	18	26 Smålandsfarvandet	300	27 Tolne / Tolshave	20	26 Tolne / Tolshave	0
28	Tolne / Tolshave	8	28 Læsø	275	28 Læsø	11	26 Jyske Ås	0
--	Skjern Å	--	29 Lille Vildmose	250	-- Skjern Å	--	-- Skjern Å	--
--	Åmosen / Tissø	--	29 Jyske Ås	250	-- Åmosen / Tissø	--	-- Åmosen / Tissø	--
--	Smålandsfarvandet	--	29 Ulkjær Mose / Hjøllund / Vrads	250	-- Smålandsfarvandet	--	-- Smålandsfarvandet	--
--	Store Vildmose	--	32 Skjern Å	150	-- Store Vildmose	--	-- Store Vildmose	--