

Fagligt grundlag for udpegning af et naturnetværk i Danmark

Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

Dato: 16. august 2013

Rasmus Ejrnæs & Bettina Nygaard

Institut for Bioscience

Rekvirent:
Naturstyrelsen
Antal sider: 28

Faglig kommentering:
Flemming Skov & Jesper Bladt

Kvalitetssikring, centret:
Jesper Fredshavn



AARHUS
UNIVERSITET

DCE - NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Tel.: +45 8715 0000
E-mail: dce@au.dk
<http://dce.au.dk>

Indhold

1	Indledning	3
2	Prioritering af arealer i et naturnetværk	4
2.1	Værdien af et naturnetværk	4
2.2	Principper for prioritering	4
2.2.1	Komplementaritet	5
2.2.2	Sammenhæng og robusthed	6
2.2.3	Uerstattelighed	7
2.2.4	Naturtilstand	8
2.2.5	Potentiale for naturudvikling	9
3	Datagrundlag for prioritering af arealer	11
3.1	Arter	11
3.2	Levesteder	13
3.2.1	Kortlægning af habitatnaturtyper inden for habitatområderne	13
3.2.2	Besigtigelser af § 3-beskyttede naturarealer	14
3.2.3	Statens § 3 opdatering	15
3.2.4	Skovene	15
3.3	Processer	17
4	Et naturnetværk som grundlag for og værktøj i naturplanlægning og forvaltning	19
4.1	Danske modeller for arealudpegninger med naturformål	19
4.1.1	Fredsskov	19
4.1.2	Naturbeskyttelseslovens § 3	19
4.1.3	Natura 2000-områder	20
4.1.4	Nationalparker	20
4.1.5	HNV-kortlægning	20
4.1.6	Reservatudpegning (DØRS)	21
4.1.7	Et nyt nationalt naturnetværk	21
5	Anbefalinger og perspektiver	22
5.1	Naturnetværket i forvaltningen	22
5.2	Anbefalinger til et grønt naturnetværk	22
5.3	Fagligt grundlag og analyser	22
5.4	National kortlægning	23
5.5	Prioritering af naturbeskyttelsen	23
6	Referencer	25

1 Indledning

Blandt anbefalingerne fra Natur og Landbrugskommissionens slutrapport var, at Danmark skulle udarbejde en naturplan og et landsdækkende grønt naturnetværk samt nedsætte en naturfond. DCE er efterfølgende blevet bedt om at levere et notat med en faglig udredning om den naturmæssige værdi af et sådant grønt naturnetværk og om det faglige grundlag for at udpege arealerne til netværket.

Notatet følger op på DCE's generelle kommentarer til Natur og Landbrugskommissionens slutrapport i DCE-notat af 15. april 2013.

Notatet er struktureret i tre dele efterfulgt af en konklusion:

- Et afsnit om betydningen af et grønt netværk og for det faglige grundlag for at udpege arealer til et naturnetværk
- Et afsnit om eksisterende georefererede naturdata som grundlag for at udarbejde et naturnetværk
- Et afsnit om eksisterende nationale arealudpegninger som referencgrundlag og inspiration for et samlet nationalt naturnetværk

2 Prioritering af arealer i et naturnetværk

Der findes ikke kun en måde at prioritere arealer i et naturnetværk, men flere forskellige fagligt baserede principper og metoder, som kan supplere hinanden. I dette notat vil vi udelukkende beskæftige os med principper som bygger på effektivitet i relation til beskyttelse af biodiversitet. Således vil vi ikke gennemgå prioriteringer, der har som formål eksempelvis at beskytte grundvandet, sikre rekreative grønne områder omkring byerne eller gavne turismen, selvom alle tre hensyn også kan blive fremmet af et naturnetværk. Vi tilstræber omkostningseffektivitet men har ikke haft mulighed for at inddrage økonomiske beregninger i gennemgangen, selvom det er klart at omkostningerne ved udpegnen af beskyttede områder også spiller en rolle for samfundets prioriteringer.

2.1 Værdien af et naturnetværk

Naturbeskyttelsen i et tæt befolket og udnyttet land som Danmark må nødvendigvis være tostrengt, således at der både satses på adskillelse og integration. Ellers vil det være vanskeligt eller nærmest umuligt at opfylde målsætningen om at standse tabet af biodiversitet (Margules & Pressey 2000). Adskillelsen har til formål at reservere arealer til biodiversiteten, mens integrationen tilstræber at tage flest mulige hensyn til den vilde natur på arealer som er disponeret til landbrug, skovbrug, fiskeri og infrastruktur. Et naturnetværk bygger på idéen om at reservere en del af landets areal til naturformål – og her er det så de andre hensyn, som kommer i anden række.

Naturnetværket spiller altså en afgørende rolle for effekten af den samlede naturbeskyttelse. Beskyttelsen af de mest truede og pladskrævende arter kan ganske enkelt ikke integreres i produktion og bebyggelse. Men eftersom der er en omkostning forbundet med at reservere arealer til ikke-kommercielle naturformål (DØRS 2012), er der behov for at sikre at udpegnen af arealer bliver målrettet, og at arealerne prioriteres ud fra deres værdi som levesteder for truede arter og for naturens dynamiske processer (Balmford et al. 2000, DØRS 2012).

2.2 Principper for prioritering

Vi foreslår, at arealers betydning og vigtighed i et naturnetværk kan vurderes ud fra deres:

- Komplementaritet
- Sammenhæng og robusthed
- Uerstattelighed
- Naturtilstand
- Potentiale for naturudvikling

Afhængig af de politiske ambitioner og viljen til at gennemføre beskyttelsen, vil en kombination af ovenstående kriterier være relevante under udpegnen af netværket. Nedenfor diskuteres de fem overordnede kriterier, og i notatets fjerde afsnit gives en sammenfattende vurdering af metodevalg og faglige forudsætninger ved udpegnen af et naturnetværk i Danmark.

2.2.1 Komplementaritet

Komplementaritet er den teoretisk optimale måde at udpege et reservatnetværk på indenfor et givet geografisk område, når formålet er at beskytte flest mulige arter. Komplementaritetsmetoden har været udviklet intensivt de seneste årtier og ligger til grund for det mere omfattende begreb om systematisk conservation planning (Margules & Pressey 2000, Kukkala & Moilanen 2013). Metoderne er blandt andet udviklet i erkendelse af, at de eksisterende naturreservater i verden udgør et stærkt skævvredet udsnit af den samlede natur – nemlig typisk de arealer som ikke i historisk tid er blevet selekteret af mennesker til bosættelse, landbrug, skovbrug og rekreation. Hvis vi vil beskytte biodiversiteten effektivt, er vi nødt til at udpege reservater som repræsenterer den samlede biodiversitet og ikke et skævt udsnit af den.

Komplementaritet bygger på princippet om, at man udvælger arealer systematisk, så man enten udvælger så få områder som muligt, der indeholder alle analysens arter eller at man udvælger et begrænset areal, der indeholder så mange arter som muligt. Metoden kan raffineres, så den optimerer et netværk, hvor flest mulige arter repræsenteres med mindst N beskyttede forekomster.

Komplementaritetsmetoden er særlig velegnet når der skal prioriteres hårdt – eksempelvis hvis det kun er muligt at beskytte en delmængde af det tilbageværende naturareal effektivt. Så kan komplementaritetsmetoden fortælle hvordan denne delmængde udlægges, så netværket samlet set beskytter flest arter.

Komplementaritetsmetoden antager, at prioriteringer kan foretages top-down, altså at man via central administration kan udpege områder baseret på en national prioritering. Metoden kan dog også anvendes som rådgivningsværktøj til fleksibelt at pege på de vigtigste områder at tilføje til en eksisterende udpegning af beskyttede områder eller til at evaluere og finde skævheder i en eksisterende udpegning. Hvis ambitionsniveauet derimod er at udpege og beskytte alle tilbageværende lysåbne naturområder og alle naturskove i netværket, har man mere brug for metoder, som effektivt kan kortlægge disse, så man får dem alle med.

I praksis handler komplementaritet om de sjældne og truede arter, idet det er disse arter, som man risikerer at forbigå ved en udpegning, mens de mere almindelige arter som regel vil være repræsenteret. Man kan sige at komplementaritet bygger på erkendelsen af betydningen af skala for biodiversitet: Først på en tilstrækkelig stor skala giver det mening at prioritere ved at optimere på antallet af arter. Man kan forestille sig en stor højmose – et ekstremt næringsfattigt miljø med relativt få højt specialiserede arter. Højmosen er artsfattig og ensformig, men set på større skala indeholder den nogle arter som ikke findes andre steder og dermed bliver det vigtigt at få højmosen repræsenteret i netværket af naturområder. Man kan måske indvende mod anvendelsen af komplementaritetsmetoden i Danmark, at Danmark næsten er for lille en geografisk enhed til at metoden er optimal. I hvert fald kan der være behov for at tilpasse metoden, så den ikke lægger lige så stor vægt på arter, der er sjældne i Danmark af naturlige årsager, men er almindelige i vores nabolande, som på arter der er sjældne i Danmark, fordi de er truet af menneskets arealanvendelse.

I Danmark har komplementaritetsmetoden bl.a. været anvendt til at vise, at en koordineret og planlagt udpegning af 7 optimale nationalparker kunne

have beskyttet 71% af de undersøgte truede arter frem for 48 % som tilfældet var for de 7 mere vilkårligt foreslåede parker (Larsen m.fl. 2008). Metoden har også været anvendt til at beregne omkostninger ved etablering af et netværk, som rummede alle arter mindst 3 gange (Petersen m.fl. 2012).

Komplementaritetmetoden forudsætter en god viden om udbredelsen af sjældne og truede arter. Det er ikke nok at kende nogle forekomster af en truet art, idéelt set skal man have adgang til en nogenlunde retvisende kortlægning, som både viser hvor arten findes, men også hvor den ikke findes. Endvidere skal denne viden foreligge for et relativt stort antal arter, for at resultatet kan forventes at være retvisende. For at tilfredsstille disse forudsætninger gennemføres metoden typisk i et kvadratnet, hvor arterne enten forekommer eller ikke forekommer i de enkelte kvadrater. Dette medfører et behov for efterfølgende at udvælge de arealer indenfor de udvalgte kvadrater som konkret skal beskyttes – eksempelvis skove og lysåbne naturarealer – en opgave som blev løst pragmatisk af Petersen m.fl. (2012). Hvis udvælgelsen af områder til konkret beskyttelse indenfor de valgte kvadrater skal være omkostningseffektiv, er der brug for at kombinere komplementaritet med nogle af de nedenfor beskrevne metoder.

Når komplementaritetmetoden bruges til at udvælge et netværk som repræsenterer alle analysens arter, ligger det implicit i metoden, at nogle arealer er obligatoriske at beskytte – nemlig de arealer som er uerstættelige, fordi der ikke findes andre forekomster af visse meget truede arter. Andre områder vil være fleksible, idet der findes flere kandidatområder som kan bruges til at beskytte arterne.

Denne form af komplementaritetmetoden har en indbygget svaghed, som består i at jo flere arter man medtager i analysen, jo flere obligatoriske kvadrater vil der være behov for at inkludere i netværket. Her støder metoden på begrænsningerne i de artsdata der er til rådighed. Jo finere geografisk opløsning, jo finere kan kvadratnettet laves, og jo mere præcist kan beskyttelsen planlægges. Med et groft geografisk kvadratnet risikerer man derimod at en stor del af kvadraterne er nødvendige for at beskytte alle arterne. Også når man bruger komplementaritetsprincippet til at udvælge et begrænset areal der indeholder så mange arter som muligt er den geografiske opløsning af data afgørende for effektiviteten af analysens resultat. Jo finere opløsning af data, jo bedre resultat.

2.2.2 Sammenhæng og robusthed

Et naturareal kan bidrage med en merværdi til naboarealerne og til det landskab, arealet befinder sig i. Arealets værdi bedømmes således ikke alene på dets tilstand og indhold som levested, men også i forhold til den geografiske og økologiske kontekst. I praksis betyder det at værdien af at tilføje et areal til netværket forøges, hvis dette areal samtidig forbinder eksisterende levesteder for truede arter, forbedrer truede arters spredningsmuligheder, udvider eksisterende levesteder for truede arter eller hvis det beskytter eksisterende levesteder for truede arter mod påvirkninger og forurening fra omgivelserne.

Det ligger i sagens natur, at truede arter ofte er specialiserede og har nogle habitatkrav som typisk ikke kan tilgodeses i det kultiverede landskab – heller ikke på arealer, hvor dyrkningen har været opgivet i kort tid. Ofte er det medvirkende til arternes truedhed, at de har en meget ringe spredningsevne.

Der er solid videnskabelig evidens for den negative effekt på biodiversiteten af en fragmentering af tidligere sammenhængende levesteder, og set i dette lys gælder det om at bevare eksisterende levesteder og undgå yderligere fragmentering (Saunders m.fl. 1991). Der er straks mere videnskabelig diskussion, når det gælder værdien af genoprettede korridorer. Det har været påvist, at korridorer kan forøge spredningen af en række arter i landskabet, men den videnskabelige evidens tyder også på, at korridoreffekten er lille sammenlignet med effekten af det forøgede levestedsareal (Hodgson m.fl. 2011). I praksis er arealers først værdifulde som korridorer, når de også har så god en naturtilstand, at de kan fungere som levested for de truede og spredningsbegrænsede arter. Idéen om spredningskorridorer og trædesten er let forståelig og tillokkende, men i praksis er betydningen overvurderet og næsten altid underordnet vigtigheden af det samlede nationale areal af effektivt beskyttet levested for truede arter. Eller med andre ord: Det kan i de fleste tilfælde betale sig at beskytte et lille isoleret levested for truede arter, før det kan betale sig at tage et landbrugsareal ud af drift for at skabe en fremtidig forbindelse mellem to eksisterende naturarealer. Det lille isolerede levested vil godt nok have en forringet habitatkvalitet grundet fragmentering, men det vil samtidig være det kerneområde som enhver naturgenopretning i hele det omgivende landskab afhænger af.

Den vigtigste synergi opstår når tilføjelsen af et areal til netværket kan medvirke til at genindføre en økologisk proces, som er vigtig for at beskytte biodiversiteten, eller når udtagningen kan medvirke til at beskytte levesteder for truede arter mod randpåvirkninger fra eksempelvis dyrkede marker. Eksempelvis var dyrkningsophør i Skjern Enge en forudsætning for at Skjern Å kunne genoprettes som et dynamisk vandløb med periodevise oversvømmelser. Andre steder kan udtagning af dyrkningsjord være forudsætningen for at etablere store sammenhængende naturområder med helårsgræsning af flere forskellige græssende dyr, med plads til store vilde dyr som ulv, elg, vildsvin, kronstyr og bæver eller med plads til fri kystdynamik og sandflugt (Svenning m.fl. 2012). På tværs af Europa er bestande af store dyr på vej frem, både i antal og udbredelse. Man taler om rewilding, når de store dyr kommer tilbage til landskabet, og her ligger et endnu uudnyttet potentiale for en vildere natur, hvor naturens egne processer omkostningseffektivt medvirker til at bevare biodiversiteten (Sandom m.fl. 2013). Store vilde dyr kan også trives i kulturlandskabet, så længe der er et fødegrundlag, men hvis de store dyrs påvirkninger skal gavne biodiversiteten, skal den foregå i naturområder, hvor dyrkning, dræning, gødsning og beboelse ikke begrænser naturens egne processer. Ofte handler denne form for synergi om den samlede størrelse af naturarealerne, og her anbefaler Svenning m.fl. (2012) at satse på at etablere sammenhængende naturområder i Danmark på minimum 200 km². I visse tilfælde kan der dog også opstå synergi på mindre skala, eksempelvis ved etableringen af store varierede græsningsområder, som muliggør helårsgræsning i kraft af forskellige naturtyper som kan tilfredsstille dyrenes behov på alle årstider.

Endelig kan det være meningsfuldt at udtage arealer af dyrkning for at beskytte naturarealer, herunder nedstrøms skrænter eller vådområder mod vinddrift og udvaskning af næringsstoffer og sprøjtegifte (Ejrnæs & Butten-schøn 2012).

2.2.3 Uerstattelighed

Uerstattelighed defineres meget snævert af Kukkala og Moilanen (2013) med reference til komplementaritet – altså i relation til det optimale netværks be-

skyttelse af den samlede artsdiversitet. I dette notat udelukker vi ikke denne betydning, men ændrer og udvider definitionen i overensstemmelse med ordets almindelige betydning. Uerstattelighed forstås her som vanskeligheden ved at genoprette eller erstatte arealets levesteder, arter og/eller processer efter en eventuel ødelæggelse. Det er lettest at forklare med et eksempel. En brakmark med rødknæ på det sydlige Falster (Bøtø) kan have stor betydning for beskyttelsen af den samlede biodiversitet i Danmark, fordi den kan være levested for den eneste tilbageværende danske bestand af sort ildfugl, hvis larver lever på rødknæ. Artsforekomsten er altså enestående og væsentlig ud fra komplementaritet. På den anden side er det ret let at erstatte arealet med en anden sandet brakmark – så længe denne ligger indenfor det område hvor sommerfuglen kan sprede sig til. Helt anderledes forholder det sig med en gruppe 500-årige gamle hule egetræer i en ellers veldrevet skov, som er levested for truede arter af torbister og smældere. Disse egetræer kan ikke erstattes, og flertallet af de truede billearter kan ikke sprede sig til andre potentielle levesteder ved egen hjælp. De kan heller ikke genindvandre, når først de er forsvundet.

Generelt kan man sige at uerstatteligheden stiger hvis det tager lang tid at danne levestedet – eksempelvis et gammelt veterantræ, en højmose eller naturligt græsland. Uerstatteligheden stiger også hvis et levested indeholder sjældne og truede arter med en dårlig spredningsevne.

I dette notats definition af uerstattelighed indgår altså, at et areal indeholder elementer af biodiversitet som er både unikke eller truede og vanskelige at genskabe.

2.2.4 Naturtilstand

Naturtilstand eller habitatkvalitet hører til de mest anvendte kriterier for inklusion af arealer i et naturnetværk, dog kender vi ikke eksempler på at det er anvendt systematisk, selvom begrebet ligesom komplementaritet også findes udviklet med henblik på systematisk anvendelse (fx Ejrnæs m.fl. 2002, Anon 2009a). Naturtilstand beskriver et areals tilstand i forhold til den optimale tilstand naturtypen ville udvikle sig til under uberørte forhold. Naturtilstanden er høj, hvis de menneskeskabte ændringer i de fysiske-kemiske og biologiske forhold er fraværende eller kun meget små. Et areal kan således sagtens have en høj naturtilstand uden at indeholde nogen sjældne eller truede arter. Sådan vil det eksempelvis være i Grønland, hvor den menneskelige påvirkning af økosystemernes biologiske mangfoldighed er lille de fleste steder. I Danmark derimod er de fleste områder stærkt påvirket af menneskets arealanvendelse, og arealer med høj naturtilstand vil meget ofte også indeholde truede og sjældne arter.

Naturtilstand måles i praksis ved at registrere indikatorer for påvirkningsgraden i form af strukturelle og biologiske indikatorer. Plante- og dyrearter kan være gode indikatorer for forringelse ved eutrofiering (Andersen m.fl. 2013), opdyrkning (Ejrnæs m.fl. 2008) eller dræning (Ellenberg m.fl. 1992). Eller det kan være gennem registrering af egenskaber eller strukturer i økosystemet som er følsomme over for påvirkninger og intensiv udnyttelse – eksempelvis forekomsten af dødt ved, gamle træer, engmyretuer, kampesten eller lignende. Der er i Danmark udviklet systemer til bedømmelse af naturtilstand for både naturtyper og arters levesteder, der bygger på registrering af arter og strukturer (fx Anon 2001, Fredshavn & Skov 2005 og Søgaard m.fl. 2008). Naturtyperne dækker både habitatnaturtyper i Natura2000-områderne og § 3-naturtyper (fx Fredshavn & Ejrnæs 2009, Fredshavn m.fl.

2010). Levestedsvurderingen for arter omfatter ind til videre udvalgte padder, biller og ynglefugle.

Styrken ved naturtilstand er, at det er meget hurtigere og mere ressourceeffektivt at registrere udvalgte indikatorer, end det er at foretage en grundig kortlægning af truede arter. Prioriteringer baseret på indikatorarter eller andre proxyer har været hyppigt kritiseret baseret på analyser, som viser, at forekomsten af truede arter indenfor én taksonomisk gruppe ikke nødvendigvis er anvendelig til at forudsige forekomsten af truede arter indenfor en anden taksonomisk gruppe (Larsen m.fl. 2009). Dette er dog ikke nødvendigvis nogen kritisk antagelse for metoder baseret på naturtilstand. Prioritering via naturtilstand hviler derimod på antagelsen om, at de truede og uerstattelige elementer af biodiversitet forekommer på arealer med en høj naturtilstand – det vil sige arealer som ikke viser tegn på at være dyrket, drænet, næringsbelastet, tilsået, tilplantet eller udsat for intensiv forstlig drift. Der behøver ikke være sammenfald mellem forekomsten af forskellige grupper af truede arter på de enkelte arealer, men de truede arter forventes langt overvejende at forekomme på arealer med en høj naturtilstand. Denne grundlæggende antagelse er dog sjældent testet (fx Ejrnæs m.fl. 2002), hvilket bl.a. skyldes mangel på gode repræsentative artsdata med tilstrækkelig geografisk præcision. Naturtilstand er knyttet til det enkelte areal og løser dermed en anden opgave end vurderinger baseret på komplementaritet og rumlig sammenhæng. Det vil derfor være oplagt at sammentænke disse metoder. En arealbaseret tilgang har endvidere begrænsninger i forhold til vurdering af levemuligheder for mobile og/eller kortlivede arter, som er afhængige af ressourcer, som ikke nødvendigvis er bundet til et levested, men til et landskab eller til en rumlig og tidslig dynamik i ressourcerne. Det gælder eksempelvis for kirkeuglen, som har brug for smådyr til ungerne i yngletiden, rødlig perlemorssommerfugl som kræver varme skovlysninger med blomstrende urter og rigelige forekomster af violer som foderplane eller priksvamp som kræver kontinuert tilførsel af hestepærer, hvor svampen kan spire og gro.

Hvis man vil basere beskyttelsesprioriteringer på nogle generelle indikatorer for naturtypers tilstand, bør man altså sikre at der ikke er truede arter og levesteder som falder udenfor de beskrevne naturtypers definition, beskrivelse og vurderingssystemer.

2.2.5 Potentiale for naturudvikling

Hvis man ønsker at udvide naturnetværket ud over de eksisterende naturarealer, kan det være relevant at vurdere arealerne efter deres potentiale for at udvikle sig til levested for truede arter. Potentialet afhænger typisk af om det er muligt at retablere de naturlige økologiske rammer i form af næringsstofstatus, hydrologi og forstyrrelsesregime samt af om der er mulighed for indvandring af de typiske og eventuelt også truede arter som er tilpasset de økologiske rammer.

Naturpotentialet vil derfor være størst på arealer som ligger i direkte tilknytning til arealer med tilsvarende økologiske rammer og med høj naturtilstand og forekomst af truede arter. Naturpotentialet vil også være størst på arealer, hvor det gennem en kortvarig indsats er mulig at genskabe en naturlig hydrologi (fx ved tilstopning af grøfter), en naturlig næringsstofbegrænsning (ved udpining, udvaskning eller fjernelse af muldlag) eller en naturlig forekomst af veterantræer, dødt ved og skovlysninger (ved fældning og beskadigelse af eksisterende træer uden at fjerne veddet).

Den videnskabelige dokumentation for biodiversitetseffekter af naturgenopretning i Danmark er generelt begrænset, og derfor mangler der gode analyser og modeller for naturpotentialet ved succession på forskellige typer af arealer. Dette skyldes en generel mangel på dokumentation af indsatser i forvaltningen og mangel på strategisk forskning indenfor biodiversitet.

Uden viden bliver indsatsen baseret på forestillinger og fornemmelser. Eksempelvis synes der at være en generel opfattelse af at naturpotentialet ved udtagning af landbrugsjord er størst når jorden er sandet. Det er både rigtigt og forkert. Det er rigtigt fordi næringsstofferne hurtigt udvaskes og manglen på vand i vækstsæsonen begrænser konkurrenceplanternes vækst. Men det er forkert, fordi de fleste truede arter knyttet til græsland, eng, krat og skov faktisk er knyttet til lerjorder og kalkjorder med høj basemætning. Arterne trives ikke med høj næringsstofbelastning, men altså heller ikke med tørt, næringsfattigt sand ved lav pH.

I forbindelse med en række urbane aktiviteter efterlades overflader med blottet mineraljord efter bortgravning af muldlaget. Dette er typisk tilfældet ved byggeri, anlæg af veje og jernbaner og råstofgravning. Sådanne arealer har meget stor værdi for truede arter, fordi næringsfattige levesteder uden et næringsberiget muldlag er blevet usædvanligt sjældne i det danske landskab.

Desværre afsluttes aktiviteterne næsten altid med pålægning af muld og tilsåning eller tilplantning med kulturplanter. At vores truede planter, sommerfugle, padder og svampe trives bedre i råstofgrave end på dyrkede marker, også selvom de er økologiske, er en god påmindelse om ikke at være for hurtig på aftrækkeren i bedømmelsen af hvad der er godt og skidt for naturen.

3 Datagrundlag for prioritering af arealer

3.1 Arter

Af de 35-40.000 arter der forventes at forekomme i Danmark (www.allearter.dk) foretages kun en systematisk indsamling af viden om udbredelse og tilstand for 57 arter, der er omfattet af Habitatdirektivet (Søgaard m.fl. 2012), ynglefugle og regelmæssigt tilbagevendende trækfugle omfattet af Fuglebeskyttelsesdirektivet, samt enkelte øvrige arter (såsom skarv, orkideer og bæver).

I en evaluering af status og udviklingstendenser for Danmarks biodiversitet fandt Ejrnæs m.fl. (2011) at halvdelen af de væsentligste biodiversitets-elementer, der repræsenterer arternes diversitet ikke kunne vurderes ved hjælp af data, men kun i form af ekspertvurderinger. Og i Det Grønne Kontaktudvalgs rapport om tilstanden af *Danmarks natur 2010* (Melftofte 2010) er konklusionen også, at der mangler viden om udbredelsen af de danske pattedyr, fugle, fisk, padder & krybdyr, insekter, planter, svampe og laver.

Den eksisterende viden om Danmarks arter er indsamlet af kommuner, stat, grønne organisationer og foreninger samt private i forbindelse med overvågning, kortlægning, besigtigelser, atlasundersøgelser samt indberetning af jagtudbytte. Eksempelvis har projektet "Danmarks svampeatlas" kortlagt alle Danmarks frugtlegemedannende basidiesvampe (ca. 2.850 arter) i perioden 2009-2013 med henblik på at øge viden om arternes udbredelse og økologi. I perioden er der indberettet mere end 350.000 fund fra knap 400 observatører og der blev fundet 165 nye arter for Danmark (Frøslev 2013). Vores viden om denne artsgruppe er derfor væsentligt forøget gennem en intensiv indsats af en lille skare frivillige. Fundet af mange nye arter peger dog også entydigt på at vores arts kortlægning i Danmark er meget ufuldstændig.

Vi mangler stadigvæk viden om mange vigtige artsgrupper. Hvis vi fokuserer på store artsgrupper, som har en kendt følsomhed overfor menneskelige påvirkninger, og som ikke nødvendigvis kan repræsenteres gennem NOVANA-programmets overvågning, så mangler vi eksempelvis viden om epifytiske og jordboende laver, ferskvandsmuslinger og snegle samt leddyr såsom fluer, svirrefluer, svampemyg, bladbiller, møgbiller, sommerfugle, edderkopper og myrer.

Der findes så mange arter, at det hverken er en klog eller realistisk ambition at kende alle arternes tilstand og udvikling, men det er en god ambition at kende variationen af arter indenfor de væsentligste grupper, og kende nok til deres udbredelse og økologi til at kunne vurdere, om de stiller krav til levestederne, som ikke kan beskrives af indikatorer indenfor overvågede organismer. Desværre 'hænger' vores viden om mange af de stærkt specialiserede artsgrupper på nogle få dedikerede amatørers engagement og frivillige arbejde.

Der findes så mange arter, at det hverken er en klog eller realistisk ambition at kende alle arternes status og udbredelse, men det er en god ambition at kende variationen af arter indenfor de væsentligste grupper, og kende nok til deres udbredelse og økologi til at kunne vurdere, om de stiller krav til levestederne, som ikke kan beskrives af indikatorer indenfor overvågede organismer. Desværre 'hænger' vores viden om mange af de stærkt specialise-

rede artsgrupper på nogle få dedikerede amatørers engagement og frivillige arbejde.

En stor del af artsregistreringerne er georefererede og lagret i Danmarks Miljøportal, Fugle og Natur, DOF-basen, DanBIF og Danmarks Svampeatlas. Men størsteparten af registreringer findes ikke på elektronisk form og/eller fundene er ikke præcist lokaliseret, hvilket gør det vanskeligt at bruge data til udpegning af naturnetværk.

Rødlistede arter

Den danske rødliste er en fortegnelse over plante-, svampe- og dyrearter, der er forsvundet, akut truede, sårbare eller sjældne i den danske natur. I perioden 2003-2009 er der foretaget en rødlistevurdering af knap 9.500 arter, hvilket svarer til knap en fjerdedel af de arter, der findes i Danmark. Her blev det vurderet at 2.122, svarende til 22 % af arterne var truede (Wind 2010). Rødlisten udvikler sig med tiden ved, at flere artsgrupper bliver evalueret, og ved at tidligere vurderinger bliver gentaget og revideret. I en biodiversitetssammenhæng er rødlisten et nødvendigt grundlag for at kunne prioritere den del af naturen som er truet af tilbagegang og forsvinden.

Den seneste rødliste omfatter en vurdering af status for de fleste pattedyr, fugle, krybdyr, padder, ferskvandsfisk og edderkopper, samt en væsentlig andel af arterne indenfor laver, svampe og karplanter. Men vigtige og store artsgrupper af insekter (fx i ferskvand) samt saltvandsfisk, alger og mosser er endnu ikke rødlistevurderet, og vi har derfor ikke et overblik over hvilke arter, der kræver særlig opmærksomhed.

I perioden 2000 til 2012 er der på Danmarks Miljøportal, www.fugleognatur.dk, DanBIF og Danmarks Svampeatlas indrapporteret 44.000 rødlistefund fordelt på godt 1.000 af de 2.100 truede arter. Heraf kan halvdelen lokaliseres relativt præcist, medens resten stammer fra atlasundersøgelser i 10 x 10 km felter og hvor det derfor kan være vanskeligt at identificere levestedet.

Rødlistefundene er ikke jævnt fordelt på taksonomiske grupper. Svampe (fra svampeatlas) og dagsommerfugle udgør således hver en tredjedel af registreringerne, hvilket hænger sammen med at begge artsgrupper er rødlistevurderet og at der har været gennemført Atlas projekter.

Atlasundersøgelser

De zoologiske museer, grønne organisationer og foreninger har gennemført en række atlaskortlægninger af udvalgte arters udbredelse. Dansk Ornitologisk Forening har gennemført to atlasundersøgelser af Danmarks almindeligste ynglefugle i henholdsvis 1971-1974 og 1993-1996. Aage V. Jensens Naturfond har i 2012 bevilget midler til at gentage undersøgelsen i perioden 2012-2019. DOFs atlasundersøgelser gennemføres i et 5 x 5 km kvadratnet. Data er tilgængelige på www.dofbasen.dk, der er Dansk Ornitologisk Forenings internetbaserede database til registreringer af observationer af fugle og andre udvalgte dyr.

Dansk Botanisk Forening har i perioden 1992-2008 koordineret kortlægningen af den vilde danske flora med projektet 'Altas Flora Danica'. Projektet er gennemført i ca. 2150 ruder på 5x5 km, hvor alle plantearter registreres med nøjagtig angivelse af lokalitet. I projektets taxonliste er arterne klassificeret

efter deres sjældenhed. Arter, der er sjældne overalt i Danmark (A-arter) eller i dele af landet (B-arter) er registreret på alle lokaliteter inden for kvadraterne. Projektet forventes færdigt i slutningen af 2013, hvorefter registreringerne vil blive tilgængelige på DanBIF.

De zoologiske museer har i perioden 2001-2003 kortlagt udbredelsen af Danmarks pattedyr i 10 x 10 km kvadrater. Udbredelseskort og artsbeskrivelser af de 88 danske pattedyrsarter er publiceret i Baagø og Jensen (2007). Registreringerne er ikke tilgængelige på elektronisk form.

Projektet "Danmarks svampeatlas" har i perioden 2009-2013 kortlagt alle Danmarks frugtlegetmedannende basidiesvampe (ca. 2.850 arter) med henblik på at øge viden om arternes udbredelse og økologi. Observationerne er registreret i en database på www.svampeatlas.dk, hvor fundene kan fremsøges.

Statens Naturhistoriske Museum og DTU Aqua har kortlagt udbredelsen af de danske ferskvands- (2006-2008) og saltvandfisk (2009-2012). Atlas over danske ferskvandsfisk omfatter en kortlægning af alle danske ferskvandsfisk og deres udbredelse, systematik og biologi er publiceret i Carl og Rask Møller (2012). Kortlægningen af saltvandfisk omfatter alle fiskearter, der fanges inden for det danske søterritorium. Projektet forventes afsluttet med en bog over de danske saltvandfisk. Registreringerne er ikke tilgængelige på elektronisk form.

Endelig er der foretaget atlaskortlægninger af danske bredtæger, randtæger og ildtæger (1992-2000), dagsommerfugle (1989-1994) (Stoltze 1994, data tilgængelige på www.danbif.dk), svirrefluer (1990-92), padder og krybdyr (1976-1986) og flagermus (1973-1994).

3.2 Levesteder

Med mere end 35.000 arter er det ikke muligt at beskytte alle arter lige godt og i Danmark har man derfor målrettet naturbeskyttelsen mod levestederne. Det gælder eksempelvis den generelle beskyttelse af enge, moser, overdrev, heder, strandenge og vandhuller i naturbeskyttelseslovens § 3 samt beskyttelsen af 59 danske naturtyper i EU's habitatdirektiv. Man kan sige, at tilstanden, udbredelsen og arealet af levestederne hører til blandt de vigtigste indikatorer for biodiversiteten.

3.2.1 Kortlægning af habitatnaturtyper inden for habitatområderne

Som en del af Natura 2000 planlægningen bliver der hvert 6. år foretaget en kortlægning og tilstandsvurdering af forekomster med terrestriske habitatnaturtyper (listet på Habitatdirektivets Bilag I) inden for habitatområderne. Skovene kortlægges hvert 12. år.

I perioden 2010-2011 har staten således foretaget en fuldstændig kortlægning af den arealmæssige udbredelse og naturtilstand af 35 lysåbne terrestriske habitatnaturtyper inden for habitatområderne (Fredshavn m.fl. 2010). Der er samlet registreret 90.100 ha med lysåbne habitatnaturtyper fordelt på 13.915 forekomster (Fredshavn 2012). Kortlægningen er udelukkende foretaget inden for habitatområderne og dækker således kun 7,4 % af Danmarks landareal. Tætheden af natur er væsentlig større inden for habitatområder og hele 40 % af den vejledende registrering af § 3-beskyttede naturarealer

findes her (Levin 2012). Der er ikke foretaget kortlægninger af habitatnaturtypernes udbredelse uden for habitatområderne.

I forbindelse med kortlægningen er der for alle forekomster foretaget en registrering af strukturparametre til beregning af et strukturindeks, og der er indsamlet en floraliste fra et dokumentationsfelt, som består af en cirkel med radius på 5 meter (Fredshavn m.fl. 2011), til beregning af et artsindeks. De strukturelle og biologiske forhold på de kortlagte arealer indgår i prioriteringsværktøjet prior (www.prior.dmu.dk), der anvendes af myndigheder og offentligheden i deres planlægning og overblik over tilstanden i Natura 2000-områderne (Fredshavn & Bladt 2011).

3.2.2 Besigtigelser af § 3-beskyttede naturarealer

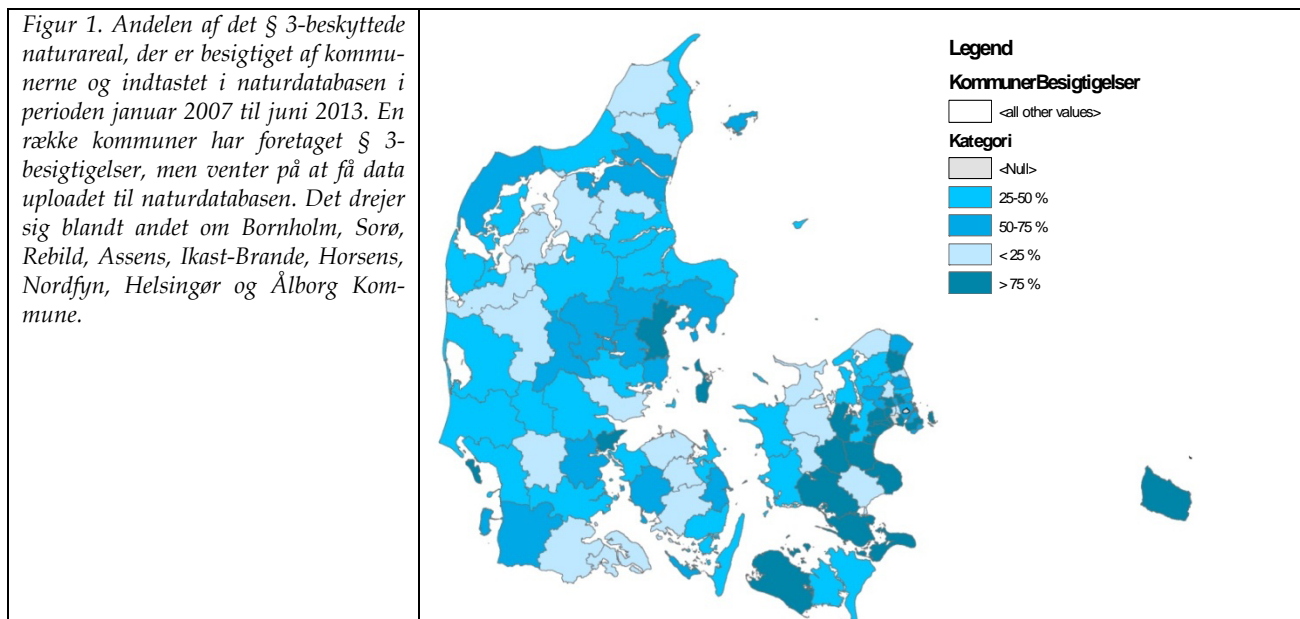
Naturbeskyttelseslovens sikring af de vilde dyr og planters levesteder udgør rygraden i den danske naturbeskyttelse. Lovens § 3 forbyder således tilstandsændringer af særligt udpegede vandløb, søer/vandhuller over 100 m² samt heder, overdrev, moser, enge og strandenge på over 2500 m². Kommunerne har ansvaret for beskyttelsen og skal til stadighed opdatere den vejledende registrering.

De beskyttede naturarealer dækker godt 415.000 ha, svarende til 9,4 % af Danmarks areal. Arealet er fordelt på mere end 250.000 forekomster, hvoraf halvdelen er søer og vandhuller (se Tabel 1). Herudover er ca. 28.000 km vandløb omfattet af beskyttelsen. Den gennemsnitlige størrelse af de terrestriske naturarealer er på 2,8 ha, og mere end halvdelen af de beskyttede enge, moser, heder, overdrev og strandenge er under 1 ha (Nygaard m.fl. 2011b).

Fra 1. januar 2007 til 19. juni 2013 har de danske kommuner besigtiget og tilstandsvurderet knap 60.000 naturarealer med et samlet areal på godt 104.000 ha, svarende til 25 % af det beskyttede naturareal (se Tabel 1). Der er foretaget en udvidet registrering på en tredjedel af de 60.000 besigtigede arealer.

Tabel 1. Oversigt over kommunernes besigtigelser af § 3-beskyttede naturtyper. For naturtyperne eng, overdrev, mose, hede og strandeng er vist areal (i ha) og antal forekomster i den vejledende registrering, antal bestigelser (ved hlv. "udvidet registrering", "basis registrering" og det samlede antal registreringer), det besigtigede areal (i ha) og dets andel (i %) af den samlede vejledende registrering for naturtypen.

Naturtype	Vejledende registrering		§ 3 registreringer			Samlet areal (ha)	Andel af § 3-areal
	Areal (ha)	Antal forekomster	Udvidet antal	Basis antal	Samlet antal		
Fersk eng	95.796	43.269	6.481	6.499	12.980	32.637	34 %
Overdrev	28.825	18.185	3.789	3.718	7.507	13.771	48 %
Mose	95.522	48.398	6.761	7.324	14.085	29.951	31 %
Hede	84.637	11.967	1.205	1.101	2.306	9.469	11 %
Strandeng	44.153	5.354	610	722	1.332	10.136	23 %
Sø	66.321	128.847	895	19.260	20.155	4.852	7 %
Andet			825	739	1.564	3.526	
Samlet	415.254	256.020	20.566	39.363	59.929	104.342	25 %



Her er vegetationens artssammensætning registreret i en 5 m dokumentationscirkel, og det er muligt at beregne et artsindeks. Hermed er registreringerne direkte sammenlignelige med data fra kortlægningen af habitatnaturtyper inden for habitatområderne og der er mulighed for at udvikle prior-kort, der kan benyttes i den generelle naturplanlægning for alle kommunens naturarealer (Fredshavn & Bladt 2011).

Som det fremgår af Figur 1 er der store geografiske forskelle i hvor stor en andel af det beskyttede naturareal, de 98 kommuner har besøgt i felten i de seneste 6 år. Dette gør det vanskeligt at lave et ensartet og afbalanceret nationalt naturnetværk.

3.2.3 Statens § 3 opdatering

Analyser foretaget af DCE for Naturstyrelsen i 2010 viste, at den vejledende registrering af beskyttede heder, overdrev, moser, enge, strandenge og søer/vandhuller på Danmarks Miljøportal var mangelfuld, og at der var en uoverensstemmelse mellem registreringen og de faktiske forhold på 15-20 % (Nygaard m.fl. 2011). I november 2010 besluttede Miljøministeriet og Kommunernes Landsforening derfor at foretage en opdatering af den vejledende registrering af arealer omfattet af Naturbeskyttelseslovens § 3 i perioden 2011 til 2013 (Anon. 2010). Opdateringen foretages ved at sammenholde den eksisterende § 3-registrering i Danmarks Miljøportal og naturarealernes udbredelse på luftfotos fra perioden 1995-2010 og efterfølgende at feltbesøgt de afvigende arealer med henblik på at dokumentere den aktuelle naturtilstand og beskyttelsesstatus. Det forventes at omkring 37.000 arealer vil blive besøgt i felten inden projektet afsluttes i 2013 og at opdateringen vil udvide det vejledende beskyttede § 3-areal med mellem 1 og 3 % (Nygaard m.fl. 2011 og 2012).

3.2.4 Skovene

Danmarks skovareal udgør ca. 600.000 ha (14 % af landets areal), der fordeles sig på følgende skovtyper: nåleskov (40 %), løvskove (40 %), blandede

løv- og nåleskove (12 %), juletræer (5 %) og ubevoksede arealer (3 %) (Johannsen m.fl. 2013).

Der findes 10 danske skovtyper, som er beskyttede af EU's habitatdirektiv, fordi de vurderes at være truede i vores del af Europa generelt. Inden for habitatområderne er der kortlagt godt 20.000 ha med en af disse 10 skovnaturtyper (Nygaard m.fl. upubl. a). For de kortlagte forekomster med habitat-skov er lavet en tilstandsvurdering ud fra en række strukturparametre (skovstruktur, kontinuitet, driftsforhold og hydrologi) og et artsindeks ud fra en floraliste. Tilstandsvurderingerne indgår i prioriteringsværkstedet prior (www.prior.dmu.dk, Fredhavn & Bladt 2011).

Der er ikke gennemført en egentlig kortlægning af de naturmæssigt særligt værdifulde skove i Danmark. Der er dog udlagt 7.465 ha som urørt skov (1,3 % af skovarealet), 4.724 ha egekrat (fordelt på knap 400 lokaliteter i Jylland) og der praktiseres gamle driftsformer såsom plukhugst, græsning og stævning på 9.300 (Johannsen m.fl. 2013). Naturstyrelsen har gennem årene administreret en række tilskudsordninger til registrering af nøglebiotoper i skov, gamle naturskove og Skov af Høj Bevaringsværdi (del de danske FSC retningslinjer). Hvorvidt disse registreringer findes i en elektronisk form, der umiddelbart kan indgå i et naturnetværk, er vi ikke bekendt med.

Skoven er det økosystem, som indeholder flest arter og også flest af de arter, der er opført som truede på den danske rødliste (Ejrnæs 2009a). Og skovens kontinuitet, og dermed chancen for at finde store, gamle træer samt stående og liggende dødt ved, er altafgørende for deres værdi som levested for de truede arter. Der findes ikke en generel beskyttelse af gammelskovearealer med løvtræer i Danmark og ej heller en beskyttelse af individuelle gamle løvtræer med betydning for biodiversiteten. Der findes derfor heller ingen systematiske registreringer af skovens kontinuitet. Analyser foretaget af Johannsen m.fl. (2013) peger på at ca. 140.000 ha, svarende til 23 % af det nuværende skovareal er mere end 200 år gamle. Dette bud er baseret på en sammenligning med kortlægningen af skov på Videnskabernes Selskabs Kort fra 1760-1820. For statsskovene (18 % af skovearealet) findes informationer om de aktuelle bevoksningers alder på skovkortene (men ikke af skovens kontinuitet), men for de private skove (68 %) findes ingen centrale registreringer af bevoksningens alder og arealernes skovkontinuiteten.

Lysåbne og våde arealer i skovene har stor betydning for skovens værdi som levested. Skovlovens § 28 har til formål at beskytte søer, moser, heder, strandenge eller strandsumpe, ferske enge og biologiske overdrev under størrelseskravet i Naturbeskyttelseslovens § 3 (skovens småbiotoper) såfremt disse er beliggende inden for de fredskovspligtige arealer. Skovens småbiotoper må ikke dyrkes, afvandes, tilplantes eller på anden måde ændres. Men der er kun foretaget ganske få registreringer af skovens småbiotoper på statens arealer og kun undtagelsesvis registreret småbiotoper i de private skove.

På statens arealer er de driftsmæssige forhold registreret i drifts- og planlægningssystemet Proteus. Her er for alle bevoksninger i statsskovene informationer om hovedtræart, øvrige plantede træarter, hovedanvendelsen, skovrejsning, urørt skov, særlige driftsformer, udlæg til naturlig succession samt naturgenopretningstiltag som lukning af grøfter med henblik på at genskabe naturlig hydrologi og afskovning for at skabe lysåbne arealer.

Der mangler generelt viden om den præcise geografiske placering af de forskellige typer af skov på private arealer.

3.3 Processer

Ud over de arter og levesteder som kan kortlægges, måles og vejes, hører de processer, som skaber mangfoldigheden, også med til biodiversiteten (Ejrnæs m.fl. 2011). Det gælder fx vekselvirkningen mellem arterne, herunder fx rovdyr-byttedyr forhold (prædation), og arter der lever ved udnyttelse af andre (parasitter) eller i gensidig afhængighed (symbiose). Øvrige naturlige fysiske og biologiske processer som har stor betydning for biodiversiteten i Danmark er fx brand, oversvømmelse, stormfald, erosion og sedimentation, græsning, bestøvning, nedbrydning, spredning og artsdannelse. Men ofte sættes de naturlige processer, som kunne være med til at skabe variation og mangfoldighed i naturen, ud af spillet. I skovene fremelskes bevoksninger, der er optimale til skovbrug, således ved afvanding og plantning, læplantning mod stormfald, brandbekæmpelse, selektiv udtynding og hegning mod de vilde dyrs græsning.

Fysiske processer

Naturlige forstyrrelser i form af brand, vindbrud, sandflugt og erosion skaber variation og nye levesteder med mulighed for kolonisering fra frø i blandt andet klitter og på heder. Oversvømmelser, erosion og sedimentation langs dynamiske vandløb samt grundvandsudstrømning ved foden af ådalsskrænterne er i høj grad bestemmende for udvikling og opretholdelse af naturlige levesteder i vandløb og ådale. Men vi mangler eksakt viden om hvor i landet de dynamiske processer får lov til at udfolde sig frit.

I skovene (særligt i løvskovene) er stormfald, hvor træerne svækkes eller går ud, en vigtig forudsætning for dannelsen af levesteder for arter knyttet til det døde ved. Stormfald er også med til at skabe lyse og varme levesteder i den ellers tætte, skyggede skov, hvilket er gunstigt for mange varmekrævende insekter og planter, der er knyttet til overgangen mellem skygget skov og lysåben natur. Forekomsten af fysiske forstyrrelser (fx stormfald og brand) i de danske skove registreres blandt andet i Danmarks Skovstatistik (NFI), hvor en lang række variable overvåges i systematisk udlagte prøvefelter i et 2 x 2 km net. NFI-data har til formål at danne et overblik over de danske skoves tilstand, men bidrager kun med sparsom viden om de dynamiske processer i de enkelte skovbevoksninger.

Biologiske processer

Græsning er en naturlig proces, der fastholder lysåbne plantesamfund i tidlige successionstrin og danner levesteder (eksempelvis solitære, lysstillede træer og gødning) for en lang række planter og dyr. Tilgroning af lysåbne naturarealer som følge af manglende græsning hører til de største trusler mod den biologiske mangfoldighed i Danmark i dag (Ejrnæs m.fl. 2011). Græsning med vilde dyr (hjorte, bæver, vildsvin, bison, elg) skaber helt naturligt den dynamik og variation, som arterne har tilpasset sig i evolutionens løb. Vores viden om hvilke naturarealer, der påvirkes af vilde græssere i væsentligt omfang er imidlertid yderst sparsom og de vilde dyrs græsning vurderes at være langt under økosystemernes bærekapacitet de fleste steder.

Græsning med tamdyr og høslæt har til formål at efterligne de store forhistoriske dyrs græsning. Langt de fleste naturarealer, der plejes med græs-

sende husdyr, modtager økonomisk tilskud via de tidligere MVJ-ordninger og de nye aftaler om pleje af græs- og naturarealer, der tildeles beskyttede naturarealer inden for habitatområderne. I 2010 blev der tildelt MVJ-støtte til græsning og høslæt på godt 60.000 ha, svarende til ca. 18 % af det samlede § 3-beskyttede areal (Arealstatistik 2010) og der er afsat midler til naturpleje på 110.000 ha inden for og 40.000 ha uden for habitatområderne i de kommende år (Anon 2009b). Vi mangler imidlertid viden om hvordan naturplejen fordeler sig på forskellige naturarealer med forskellig naturtilstand. Græsning på gødskede kulturrenge har ingen væsentlig procesværdi, mens græsning af gamle skovlysninger, rigkær eller kystnære overdrev har en enorm procesværdi.

Prædation, parasitisme og bestøvning er vigtige, men også komplicerede, biologiske processer hvor vores viden er særdeles mangelfuld.

I en evaluering af status og udviklingstendenser for Danmarks biodiversitet fandt Ejrnæs m.fl. (2011) at 88 % af de væsentligste biodiversitetslementer, der repræsenterer naturlige processer ikke kunne vurderes ved hjælp af data, men kun i form af ekspertvurderinger. Og vores viden om hvilke naturarealer, der er påvirket af de naturlige processer er endnu mere mangelfuld.

4 Et naturnetværk som grundlag for og værktøj i naturplanlægning og forvaltning

Den grundlæggende idé om at basere naturbeskyttelsen på arealudpegning er ikke ny og heller ikke tanken om at den samlede nationale arealudpegning skal udgøre et netværk af levesteder for vilde arter. Mens naturfredningen nok havde et mere musealt udgangspunkt med målet om at frede særligt illustrative og enestående eksempler på landskaber, naturtyper og arter, så har naturbeskyttelsen udviklet sig mere og mere i retning af en arealbaseret udpegning og beskyttelse. Denne tanke blev implementeret nationalt i form af naturbeskyttelseslovens generelle naturtypebeskyttelse og internationalt i form af NATURA2000 netværket af habitat- og fuglebeskyttelsesområder.

Disse arealudpegninger passer ind i en stærk dansk tradition for langsigtet planlægning. En tradition vi bl.a. kan takke for stadigvæk at have arealer med lang skovkontinuitet og lange kyststrækninger uden bebyggelse.

Når det alligevel er relevant for NLK at foreslå et samlet grønt naturnetværk, skyldes det dels en vision om at udvide det samlede naturareal i Danmark, dels forslaget om at skabe en bedre sammenhæng mellem eksisterende naturarealer. Endelig begrundes naturnetværket med ønsket om at kunne stille kortet til rådighed for den fremadrettede arealplanlægning i Danmark, således at de lokale indsatser kan medvirke til at nå nationale mål på naturområdet.

I det følgende vil vi gennemgå styrker og svagheder i eksisterende udpegninger og kortlægninger med henblik på integration af disse eller principperne bag disse i et kommende naturnetværk.

4.1 Danske eksempler på arealudpegninger

4.1.1 Fredsskov

En af de ældste danske naturudpegninger er fredsskov, som blev udpeget allerede i 1805. Det grundlæggende princip er, at skov skal forblive skov. Træerne må gerne fældes, men skovejeren er forpligtet til at plante nye træer og må altså ikke ændre arealanvendelsen fra skovdrift til landbrug eller bebyggelse. Fredsskovsudpegningen beskytter imidlertid kun i ringe grad levestederne for skovens truede arter, og derfor kan den basale arealudpegning af skov i Danmark ikke betragtes som en effektiv naturbeskyttelse.

4.1.2 Naturbeskyttelseslovens § 3

Naturbeskyttelseslovens generelle naturtypebeskyttelse beskytter lysåbne naturtyper knyttet til landjorden og ferskvandsmiljøer. Loven har gennem flere årtier beskyttet lysåbne naturtyper mod omlægning og i et vist omfang også direkte gødsning, men selvom loven sætter begrænsninger for driften vil arealerne typisk samtidig være omfattet af andre udpegninger – fx fredsskov, landzone eller byzone – og arealanvendelsen vil ofte være baseret på produktive eller rekreative hensyn knyttet til bebyggelse, landbrug, skovbrug eller rekreativ udnyttelse. Udpegningen er vejledende og grundlaget for udpegningen har mange steder været mangelfuldt. Derfor gennemførte Naturstyrelsen i 2010-2012 en landsdækkende opdateret kortlægning. Der er

meget store forskelle på § 3-arealernes naturtilstand og værdi som levesteder for truede arter – lige fra omlagte og gødskede kulturrenge med meget ringe naturværdi til enestående overdrev, klitter, strandenge, klokkelyngheder, højmoser og kildevæld.

4.1.3 Natura 2000-områder

Omtrent 8,5 % af det danske landareal er udpeget til Natura 2000-områder – et netværk som består af fuglebeskyttelsesområder og habitatområder med fugle, habitatdirektivarter og habitatnaturtyper som motivation for udpegningerne. Udpegningerne er foretaget af staten efter forskellige grader af konsultation hos decentrale myndigheder og fagpersoner. Hovedparten af de udpegede områder rummer en høj koncentration af værdifulde levesteder for truede arter og for mange elementer af biodiversitet dækker Natura 2000-netværket en stor del af de danske forekomster. Det gælder eksempelvis strandenge og klitter samt sjældne arter med godt kendt udbredelse. Der er dog også en del arter og naturtyper som har vigtige forekomster udenfor habitatområderne – det gælder eksempelvis for gamle løvskove, skovlysninger, græsland (overdrev) og mere almindelige eller dårligt kendte arter som mark-firben, vindelsnegle og flagermus. Endelig er der jo mange truede arter som ikke er på habitatdirektivets bilag og som forekommer udenfor habitatområderne, herunder truede sommerfugle, torbister, smældere, træbukke, laver, svampe m.fl.

Forvaltningen af Natura 2000-områderne tilstræbes at foregå evidensbaseret, således at indsatsen prioriteres på baggrund af en feltkortlægning og tilstandsvurdering af områderne. Indsatsen er endnu ikke implementeret og der er endnu ikke planlagt nogen systematisk dokumentation af forvaltningsindsatsens art, omfang og effekt.

Det stærke fokus på Natura 2000-områderne i forvaltningsindsatsen hos kommuner og stat medfører at naturarealer indenfor områderne med en ringe tilstand kan blive prioriteret højere end arealer udenfor områderne, som har en meget god tilstand og høj uerstattelighed. Dette er naturligvis uhensigtsmæssigt ud fra en samlet betragtning om omkostningseffektivitet.

4.1.4 Nationalparker

Nationalparkbegrebet er netop udviklet som et internationalt kernebegreb til at beskrive arealer som er reserveret til vild natur, naturlige processer og naturbevarelse. I Danmark har nationalparkbegrebet været anvendt anderledes. Nationalparkerne er blevet placeret efter lokalt ønske og der følger ingen særlig naturbeskyttelse med udpegningen af områderne. Hvis naturen er bedre beskyttet indenfor parken end udenfor, skyldes det at nationalparken i kraft af bestyrelse, råd, offentlig opmærksomhed og bevillinger har taget en lokal beslutning om at beskytte naturen gennem opkøb, indsatser eller økonomiske støtte.

4.1.5 HNV-kortlægning

I 2012 udarbejdede DCE, Aarhus Universitet, et landsdækkende kort over naturværdien af arealer til brug for en differentieret tildeling af landbrugsstøtte (Ejrnæs m.fl. 2012). Kortet var bestilt af Naturerhvervsstyrelsen med henblik på at tilvejebringe et fagligt grundlag for at prioritere landdistriktsmidler til naturfremme. Kortet udmønter princippet om prioritering i kraft af naturtilstand og bygger på en kombination af landsdækkende arealinformationer om 1) potentiel naturværdi, 2) ekstensive driftformer og 3) natur-

arealer (§ 3-natur, skov, småbiotoper) samt 4) ufuldstændige data for naturtilstand og forekomst af rødlistede arter.

Kortets svaghed består i at biodiversitetsdata endnu ikke er tilstrækkeligt kortlagt. Således er det de færreste arealer, hvor der foreligger konkrete, stedfæstede fund af rødlistearter eller tilstandsvurderinger baseret på dokumentationsfelter. Endvidere er HNV-kortet kun udarbejdet for agerlandet og de lysåbne § 3-naturtyper, mens skove, vandløb og søer ikke er omfattet af kortet.

4.1.6 Reservatudpegning (DØRS)

I 2012 udarbejdede Center for Makroøkologi en komplementaritetsanalyse for Det Økonomiske Råds Sekretariat med henblik på at udvælge det optimale sæt af 10 x 10 km kvadrater, når målet var at beskytte minimum 3 forekomster af alle truede arter i Danmark. Analysen, som udmønter komplementaritetsprincippet, byggede på artsgrupper med en nogenlunde dækkende kortlægning af alle arter indenfor gruppen. Analysen kunne pege på kvadrater, som var obligatoriske, hvis man vil beskytte biodiversitet i Danmark, fordi de indeholder de eneste kendte forekomster af en række arter. Og analysen kunne pege på det optimale sæt af kvadrater i forhold til beskyttelsen af resten af arterne. Analysen kan således guide en top-down udvælgelse af arealer til et dansk naturnetværk. Eller den kan bruges til at evaluere styrken af en bottom-up udvælgelse. En svaghed ved metoden er den store skala analysen nødvendigvis er foretaget ud fra samt de ufuldstændige artsdata som ligger til grund. Et nyt nationalt naturnetværk

4.2 Et nyt nationalt naturnetværk

Natur og Landbrugskommissionens anbefaling om et naturnetværk adskiller sig fra de eksisterende arealudpegninger ved at være en samlet naturudpegning, som både omfatter skove, lysåbne naturområder og vådområder. Samtidig lægger kommissionen op til at netværket ikke kun skal rumme eksisterende natur, men også på sigt skal udbygges med nye naturarealer. Endelig lægger kommissionen op til at netværket på den ene side skal indeholde eksisterende beskyttede naturområder af høj værdi, og på den anden side skal fungere som en ramme for prioriteringen af netværkets udvidelse gennem målrettet planlægning og forvaltning. I lyset af nærværende udredning giver kommissionens anbefalinger meget god faglig mening, men gennemførelsen forudsætter en faglig proces med at udvælge og implementere de rigtige prioriterings-metoder og udarbejde et kort med vokseværk, som er målrettet til brug i den fremtidige planlægning og forvaltning.

Som udgangspunkt for planlægningen af naturnetværket kan det være relevant med en forestilling om hvor stor en del af landets areal som falder i forskellige kategorier af naturtilstand eller uerstattelighed. Eksempelvis lever ca. 45% af arealet med §3-natur i Danmark op til habitdirektivets krav om en gunstig bevaringsstatus, som det er udmøntet i danske metoder til tilstandsvurdering (Nygaard m.fl. upubl.b). Generelt er moser og heder i bedre bevaringstilstand end enge og overdrev. For skovene vil det være en endnu mindre del af arealet, som har naturskovskarakter. Ud fra et groft overslag vil de uerstattelige naturarealer (lysåbne, skove, søer, vandløb) dække i nærheden af 10-12% af landets areal. Det er vigtigt at pointere at dette er et skøn, fordi der ikke findes en landsdækkende kortlægning af denne uerstattelige natur i Danmark. Dette areal vil nødvendigvis udgøre ryggraden i naturnetværket, hvorpå al den nye natur skal bygge.

5 anbefalinger og perspektiver

5.1 Naturnetværket i forvaltningen

Et nationalt naturnetværk vil kunne være et stærkt værktøj i forvaltningen. På nationalt niveau vil netværket kunne være det væsentligste værktøj til at indfri nationale og internationale målsætninger på naturområdet, herunder målsætninger knyttet til EU-direktiverne, Biodiversitetskonventionen og nationale naturplaner.

På lokalt niveau vil et naturnetværk kunne bruges til at sikre en omkostningseffektiv prioritering i kommunernes arealforvaltning og en koordinering af indsatser hen over administrative grænser. Samtidig vil netværket være et stærkt formidlingsværktøj over for borgerne. På matrikelniveau vil naturnetværket kunne være motivationsskabende for lodsejeres arealanvendelse og langsigtede prioriteringer. Særligt hvis der knyttes incitamenter til indsatser som styrker beskyttelsen eller udvider netværket.

5.2 Anbefalinger til et grønt naturnetværk

Baseret på gennemgangen af metoder, data og eksisterende udpegninger vil vi anbefale at et kommende naturnetværk bygger på følgende:

- En fuldstændig national kortlægning af naturarealer i gunstig naturtilstand eller med truede arter, gerne gennemført som en kombineret kortlægning af udvalgte truede arter og udvalgte indikatorer for naturtilstand (indikatorarter, hydrologi, næringsstatus, dødt ved, gamle træer mv.)
- Klare retningslinjer for hvilken beskyttelse som følger med arealers inklusion i det grønne naturnetværk. Gerne overvejelser over om der skal være forskellige beskyttelsesniveauer.
- Udarbejdelse af principper for prioritering af arealer til inklusion i et grønt naturnetværk. Disse principper skal kunne rangordne arealer efter deres bidrag til det samlede netværks biodiversitet, og her tæller både arter, levesteder og processer.
- Strategisk forskning i potentialevurdering og omkostningseffektive virkemidler til fremme af naturværdien af udtagne arealer (landbrug, skovbrug, råstofgrave, infrastrukturer), som inkluderes i et grønt naturnetværk.
- Økonomiske beregninger af omkostningseffektivitet ved forskellige udpegninger, beskyttelsesniveauer og virkemidler.

5.3 Fagligt grundlag og analyser

Inden udpegningen og anvendelsen af et naturnetværk er der behov for at afklare en række videnskabelige principper for prioritering af arealer til naturnetværk, og vurdere hvorledes de skal indgå i den endelige prioritering. Det vil forudsætte videnskabelige analyser baseret på en konkret opgave for at nå frem til konsensus om hvordan et grønt netværk prioriteres optimalt. Vigtige spørgsmål i denne analyse vil være:

- Hvordan kan top-down principper baseret på en national vurdering af arternes komplementaritet kombineres optimalt med bottom-up principper baseret på de enkelte arealers naturtilstand?
- Hvordan sikrer man inklusion af den ukendte biodiversitet (fx i jordbunden) i netværket?
- Hvordan prioriterer man mellem hensynet til at beskytte de små overlevende refugier for biodiversitet i kulturlandskabet og hensynet til at udtage landbrugsjord for at skabe store sammenhængende naturområder med plads til vilde dyr og naturlige dynamiske processer?
- Hvordan tager man højde for hullerne i vidensgrundlaget?

5.4 National kortlægning

Der er allerede gennemført en kortlægning af internationalt beskyttede naturarealer i Natura2000-områderne. Og kommunerne er godt i gang med en kortlægning af deres § 3-natur. Der er behov for at fuldføre denne kortlægning som et vigtigt input til naturnetværket, så den er anvendelig for både national og lokal forvaltning. Der er imidlertid store huller i de geolokaliserede biodiversitetsdata i Danmark. Der er derfor brug for en landsdækkende kortlægning af de vigtigste levesteder for truede arter og så vidt muligt også forekomsten af de truede arter. I denne kortlægning er førsteprioriteten at få en landsdækkende dokumentation for forekomsten af det uerstattelige. Igangsættelse af en national biodiversitetskortlægning udelukker ikke en foreløbig udpegning af et naturnetværk, men den er en forudsætning for netværkets troværdighed og betydning. En national biodiversitetskortlægning bør baseres på en national faglig konsensus om metodevalg.

5.5 Prioritering af naturbeskyttelsen

Der er brug for en skærpet beskyttelse af de vigtigste naturområder, hvis netværket skal have en positiv effekt. Eksisterende udpegninger af fredsskov og §3-natur er ikke tilstrækkelig til at sikre de truede arters overlevelse. Det skyldes først og fremmest at arealanvendelsen sjældent har biodiversitet som primært formål.

En skærpet beskyttelse kunne eksempelvis udmønte sig i ophørt forstlig drift i gammel løvskov, beskyttelse mod udvaskning af næringsstoffer til naturarealer, ophørt tilgroning i næringsfattige, lysåbne naturtyper og permanent udtagning af landbrugsjord for at skabe sammenhængende og robuste naturarealer. En stærkere beskyttelse vil forudsætte lovgivning, kompensation, opkøb eller lignende – indsatser som kræver økonomisk prioritering. Dette er forudset af Natur og Landbrugskommissionen, som har anbefalet at indsatsen styrkes af en national naturfond.

Spørgsmålet er derfor, hvordan naturnetværket bedst kan afspejle den eksisterende virkelighed, hvor der i dag både er stor variation i naturarealernes biodiversitetsværdi og stor variation i deres beskyttelsesniveau. En permanent udtaget kornmark som udlægges til fri succession har et lille biodiversitetsindhold, men har fået en høj beskyttelse. En gammel løvskov i forstlig drift kan derimod have en meget høj biodiversitetsværdi og en meget ringe beskyttelse, fordi de gamle træer kan fældes lovligt i morgen. Opgaven for en omkostningseffektiv naturforvaltning er først og fremmest at hæve beskyttelsesniveauet på arealer med et højt biodiversitetsindhold og det grønne naturnetværk skulle gerne kunne anvendes som prioriteringsværktøj i

forvaltningen. Naturværdi og beskyttelsesniveau bør derfor begge fremgå af det grønne naturnetværk med henblik på at bringe de to i bedre overensstemmelse.

6 Referencer

Referencer:

Andersen, D.K., Nygaard, B., Fredshavn, J.R., Ejrnæs, R. 2013. Cost-effective assessment of conservation status of fens. *Applied Vegetation Science* 16: 491-501.

Anon. 2001. Nøglebiotoper i skov. Et billedkatalog. Miljø og Energiministeriet. Skov og Naturstyrelsen.

Anon. 2009a. Vejledning om naturbeskyttelseslovens § 3-beskyttede naturtyper. Miljøministeriet, By og Landskabsstyrelsen.

Anon. 2009b. Aftale om grøn vækst. Fødevareministeriet.

Anon. 2010: Aftale mellem Miljøministeriet og KL om et bedre grundlag for beskyttelse af værdifuld dansk natur. <http://www.naturstyrelsen.dk/NR/rdonlyres/7740F3DA-A15B-4BF6-B03F-BDE86CC8B6CB/124828/AftaleKLogMIMom3registreringendelig.pdf>

Arealstatistik 2010. <http://ferv.fvm.dk/Files/Billeder/Illustrationer/Jordbrug/Enkeltbetaling/Dokumenter/Arealstatistik.pdf>

Baagøe, H.J. & Jensen, T.S. 2007. Dansk Pattedyratlas. Gyldendal.

Mace, G. M., Balmford, A., Boitani, L., Cowlshaw, G., Dobson, A. P., Faith, D. P., Gaston, K. J., Humphries C. J., Vane-Wright, R. I., Williams, P. H., Margules, C. R., May, R. M., Nicholls, A. O., Possingham, H. P., Rahbek, C. & Van Jaarsveld, A. S. 2000. It's time to work together and stop duplicating conservation efforts. *Nature* 405: 393-393.

Carl, H. & Rask Møller, P. 2012. Atlas over danske ferskvandsfisk. Statens Naturhistoriske Museum.

DØRS 2012. Økonomi og miljø 2012. Kapitel II: Biodiversitet. Side 141-286. De Økonomiske Råd 2012.

Ejrnæs 2009. Notat til By og Landskabsstyrelsen med udkast til kapitel 1 til 4. landerapporten til CBD-sekretariatet om tilstand, udvikling og trusler for Danmarks biodiversitet. Overview of Biodiversity Status, Trends and Threats in Denmark.

Ejrnæs R, Aude E, Nygaard B, Münier B. 2002. Prediction of Habitat Quality Using Ordination and Neural Networks. *Ecological Applications*. 12: 1180-1187.

Ejrnæs, R. & Buttenschøn, R. M. 2012. Hvordan sikrer vi græslandets og hedens biodiversitet? I: Danmarks natur frem mod 2020. Meltofte, H (red.). Det Grønne Kontaktudvalg, c/o Danmarks Naturfredningsforening s. 40-44.

Ejrnæs R, Liira J, Poulsen RS, Nygaard B. 2008. When Has an Abandoned Field Become a Semi-Natural Grassland or Heathland? *Environmental Management* (New York). 42: 707-716.

Ejrnæs, R., Skov, F., Bladt, J., Fredshavn, J.R. & Nygaard, B. 2012. Udvikling af en High Nature Value (HNV) indikator. Rangordning af arealer efter naturværdi og potentiale. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 40 s. – Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 40. <http://www.dmu.dk/Pub/SR40.pdf>

Ejrnæs, R., Wiberg-Larsen, P., Holm, T.E., Josefson, A.B., Strandberg, B., Nygaard, B., Andersen, L.W., Winding, A., Termansen, M., D.D. Hansen, M., Søndergaard, M., Hansen, A.S., Lundsteen, S., Baatrup-Pedersen, A., Kristensen, E.A., Krogh, P.H., Simonsen, V., Hasler, B. & Levin, G. 2011. Danmarks biodiversitet 2010: Status, udvikling og trusler. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU nr. 815. 152 s.

Ellenberg, H., Weber, H. E., Dull, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulißen, D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18: 1-248.

Fredshavn, J. 2012. Tilstandsvurdering af habitatnaturtyper 2010-11. NO-VANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 32 s. – Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 39. <http://www.dmu.dk/Pub/SR39.pdf>

Fredshavn, J.R. & Bladt, J. 2011. Prioritering af indsatsbehovet i Natura 2000-planlægningen. Habitatdirektivets terrestriske naturtyper. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 26 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 826.

Fredshavn, J.R. & Ejrnæs, R. 2009. Naturtilstand i habitatområderne. Habitatdirektivets lysåbne naturtyper. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 76 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 735. <http://www.dmu.dk/Pub/FR735.pdf>

Fredshavn, J.R., Nygaard, B. & Ejrnæs, R. 2010. Naturtilstand på terrestriske naturarealer – besigtigelser af § 3-arealer. 2. udgave. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 72 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 792. <http://www.dmu.dk/Pub/FR792.pdf>

Fredshavn, J.R. & Skov, F. 2005: Vurdering af natur tilstand. Danmarks Miljøundersøgelser. 94 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 548. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>

Frøslev, T.G. (2013). Danmarks svampeatlas 2009-2013. Oplæg ved temadag "Naturovervågning – hvorfor og hvordan?" på Naturhistorisk Museum den 2. marts 2013. <http://dofoj.dk/filer/2013/03/Temadag-20130302-TobiasFroslev-Svampeatlas.pdf>

Hodgson, J. A., Moilanen, A., Wintle, B. A., & Thomas, C. D. 2011. Habitat area, quality and connectivity: striking the balance for efficient conservation. *Journal of Applied Ecology* 48: 148-152.

Johannsen, V.K, Dippel, T.M., Møller, P.F., Heilmann-Clausen J, Ejrnæs, R., Larsen, J.B., Raulund-Rasmussen, K., Rojas, S.K., Jørgensen, B.B., Riis-Nielsen, T., Kehlet Bruun, H.H., Thomsen, P.F., Eskildsen, A., Fredshavn, J., Kjær, E.D., Nord-Larsen, T., Caspersen, O.H & Hansen, G.K. (2013). Evaluering af indsatsen for biodiversiteten i de danske skove 1992 – 2012. Rapport fra det Natur- og Biovidenskabelige Fakultet. Københavns Universitet.

Kukkala, A. S., & Moilanen, A. 2013. Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning. *Biological Reviews* 88: 443–464.

Larsen, F. W., Petersen, A. H., Strange, N., Lund, M. P., & Rahbek, C. 2008. A quantitative analysis of biodiversity and the recreational value of potential national parks in Denmark. *Environmental Management*, 41: 685-695.

Levin, G. 2012. Opgørelse over plejekrævende naturarealer – beskrivelse af anvendte data og metode og præsentation af resultater for opgørelse over arealstørrelser af plejekrævende naturarealer i Danmark. Upubliceret notat fra Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet.

Margules, C. R., & Pressey, R. L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.

Nygaard, B., Ejrnæs, R., Juel, A. & Heidemann, R. 2011. Ændringer i arealet af beskyttede naturtyper 1995-2008 - en stikprøveundersøgelse. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU nr. 816. 82 s.

Nygaard, B., Fredshavn, J. & Ejrnæs, R. 2012. Resultater fra Naturstyrelsens opdatering af § 3-beskyttede naturområder – pilotregistreringen 2011. DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 55 s. – Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 10. <http://www2.dmu.dk/Pub/TR10.pdf>

Nygaard, B., Levin, G., Bladt, J., Holbeck, H.B., Brøndum, W., Spelth, P. & Ejrnæs, R. 2012. Analyse af behovet for græsning og høslæt på beskyttede naturarealer. Areal, biomasse og antal græsningsdyr. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 78 s. - Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 13 <http://www.dmu.dk/Pub/TR13.pdf>

Nygaard, B., Nielsen, K.E., Damgaard, C., Bladt, J. & Ejrnæs, R. unpubl. a. Terrestriske naturtyper 2012. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, xx s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. xx.

Nygaard, B., Elmeros, M., Holm, T.E., Kahlert, J., Moeslund, J.E., Therkildsen, O.R., Fredshavn, J. & Ejrnæs, R. unpubl. b. Vindmøller på § 3-beskyttede naturarealer - potentielle konsekvenser for biodiversiteten. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. xxx.

Petersen, A. H., Strange, N., Anthon, S. Børner, B. B. & Rahbek, C. 2012. Bevarelse af biodiversiteten i Danmark. En analyse af indsats og omkostninger. Arbejdsrapport 2012: 2. Det Økonomiske Råds Sekretariat.

Sandom, C., Donlan, C. J., Svenning, J.-C. and Hansen, D. 2013. Rewilding, in Key Topics in Conservation Biology 2 (eds D. W. Macdonald and K. J. Willis), John Wiley & Sons, Oxford.

Saunders, D. A., Hobbs, R. J., & Margules, C. R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation biology* 5: 18-32.

Stoltze, M. 1994. Danske Dagsommerfugle. Gyldendal.

Svenning, J.-C., Fløjgaard, C., Sandom, C. J., Ejrnæs, R. 2012. Plads til vild natur i Danmark 2020? Om behovet for store sammenhængende naturområder. I: Danmarks natur frem mod 2020. Meltofte, H. Det Grønne Kontaktudvalg, c/o Danmarks Naturfredningsforening.

Søgaard, B., Pihl, S., Wind, P. & Fredshavn, J. 2008: Tilstandsvurdering af levesteder for arter. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 72 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 661. <http://www.dmu.dk/Pub/FR661.pdf>

Søgaard, B., Wind, P., Elmeros, M., Bladt, J., Mikkelsen, P., Wiberg-Larsen, P., Johansson, L.S., Jørgensen, A.G., Sveegaard, S. & Teilmann, J. 2013. Overvågning af arter 2004-2011. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 240 s. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 50. <http://www.dmu.dk/Pub/SR50.pdf>

Wind, P. 2010. Opdatering af Den danske Rødliste 2009. DMU Nyt 2010 (5). Aarhus Universitet. <http://dce.au.dk/udgivelser/udgivelser-fra-dmu/dmunyt/2010/5/rodlisteudbybning/>.