



BIODIVERSITETSKORT FOR DANMARK

Udviklet i samarbejde mellem Center for Makroøkologi, Evolution og Klima på Københavns Universitet og Institut for Bioscience ved Aarhus Universitet

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 112

2014



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI



CENTER FOR MACROECOLOGY,
EVOLUTION AND CLIMATE
UNIVERSITY OF COPENHAGEN



[Tom side]

BIODIVERSITETSKORT FOR DANMARK

Udviklet i samarbejde mellem Center for Makroøkologi, Evolution og Klima på Københavns Universitet og Institut for Bioscience ved Aarhus Universitet

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 112

2014

Rasmus Ejrnæs¹

Anders Højgård Petersen²

Jesper Bladt¹

Hans Henrik Bruun³

Jesper Erenskjold Moeslund¹

Peter Wiberg-Larsen¹

Carsten Rahbek²

¹ Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

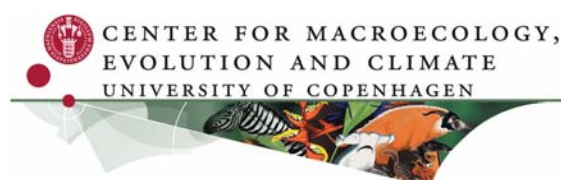
² Københavns Universitet, Center for Makroøkologi og Evolution

³ Københavns Universitet, Biologisk Institut



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI



Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 112
Titel:	Biodiversitetskort for Danmark
Undertitel:	Udviklet i samarbejde mellem Center for Makroøkologi, Evolution og Klima på Københavns Universitet og Institut for Bioscience ved Aarhus Universitet
Forfattere:	Rasmus Ejrnæs ¹ , Anders Højgård Petersen ² , Jesper Bladt ¹ , Hans Henrik Bruun ³ , Jesper Erenskjold Moeslund ¹ , Peter Wiberg-Larsen ¹ & Carsten Rahbek ²
Institutioner:	¹ Aarhus Universitet, Institut for Bioscience ² Københavns Universitet, Center for Makroøkologi og Evolution ³ Københavns Universitet, Biologisk Institut
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Oktober 2014
Redaktion afsluttet:	Oktober 2014
Faglig kommentering:	Jesper Fredshavn
Kvalitetssikring, DCE:	Jesper Fredshavn
Finansiel støtte:	Naturstyrelsen
Naturstyrelsens arbejdsgruppe:	Sten Asbirk, Tine Nielsen Skafte, Helga Grønnegaard
Bedes citeret:	Ejrnæs, R., Petersen, A.H., Bladt, J., Bruun, H.H., Moeslund, J.E., Wiberg-Larsen, P. & Rahbek, C. 2014. Biodiversitetskort for Danmark. Udviklet i samarbejde mellem Center for Makroøkologi, Evolution og Klima på Københavns Universitet og Institut for Bioscience ved Aarhus Universitet. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 96 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 112 http://dce2.au.dk/pub/SR112.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Danmark har som medlem af FN og EU tilsluttet sig den ambitiøse målsætning om at standse tabet af biodiversitet. Det kræver en målrettet indsats og planlægning. Biodiversitetskortet, som er udviklet i samarbejde mellem Aarhus Universitet og Københavns Universitet, er det første Danmarkskort nogensinde som giver et databaseret overblik over den beskyttelseskrævende natur. Kortet kombinerer en national prioritering på 10 x 10 km skala med en lokal prioritering på 10 x 10 m skala. Den nationale prioritering fortæller, hvilke 10 x 10 km kvadrater i Danmark, der til sammen dækker den truede biodiversitet bedst muligt, inden for et givet samlet naturareal, herunder områder som huser unikke arter, som kun kan beskyttes her. Den lokale prioritering består i en bioscore fra 1-20 point, som sammenvejer forekomst af rødlistede arter med forekomst af proxyer for vigtige levesteder. Bioscoren indikerer levesteder eller potentielle levesteder for rødlistede arter. Biodiversitetskortet vil være et stærkt værktøj for myndighedernes arbejde med naturbeskyttelse.
Emneord:	Biodiversitet, national prioritering, lokal prioritering, kvadratnet, bioscore, rødlisten, truede arter
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	Bredvig mose, urørt sumpskov. Foto: Jacob Heilmann-Clausen
ISBN:	978-87-7156-090-9
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	96
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR112.pdf

Indhold

Forord	5
Tak!	6
1 Sammenfatning	8
2 Introduktion	9
2.1 Formål	9
2.2 Baggrund	9
3 Koncept og metode	11
Generelt koncept	11
3.1 Datatyper	11
3.2 Rødlistede arter	12
4 Datagennemgang	14
4.1 Kvadratnetdata	14
4.2 Proxyer og arter til lokal prioritering	21
4.3 Forekomstdata (Observationer, levesteder og leve- områder)	31
5 Analyser og prioritering	41
5.1 Grundprincipper	41
5.2 National prioritering - kvadratnetdata	41
5.3 Lokalitetsprioritering – analyser og forslag til proxyscore, artsscore og bioscore	49
6 Diskussion, konklusion og perspektivering	65
6.1 Data og metode	65
6.2 Prioritering af arealer	67
6.3 Indsats og virkemidler	71
6.4 Opdatering og udvikling af biodiversitetskortet	72
7 Litteratur	74
Appendiks 1	77
Appendiks 2	80
Appendiks 3	85
Appendiks 4	91
Appendiks 5	93

[Tom side]

Forord

Baggrunden for nærværende rapport er, at Naturstyrelsen ønsker at tilvejebringe det bedst mulige grundlag for den rumlige prioritering af naturbeskyttelse og naturforvaltning med henblik på at bevare den biologiske mangfoldighed. Naturstyrelsen opfordrede på et indledende møde i december 2012 DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet og Center for Makroøkolog og Evolution (CMEC), Københavns Universitet til at samarbejde om at udvikle et kortlag med biodiversitet til "Et Grønt Danmarkskort". I november 2013 indgik Naturstyrelsen kontrakt med de to institutioner om projektet. Formålet med projektet var at forbedre grundlaget for en omkostningseffektiv beskyttelse, forvaltning og udvikling af Danmarks biodiversitet. Projektet resulterede i et notat med en afdækning af biodiversitetsdata i eksisterende databaser indsamlet af såvel frivillige og foreninger som forskningsinstitutioner og data indsamlet som en del af myndighedernes naturovervågning, kortlægning og besigtigelse. Disse data blev struktureret i forskellige kategorier og der blev udviklet og afprøvet en metode til georeferering af upræcist angivne observationer. I april 2014 blev der indgået en kontrakt om at oparbejde resterende data om arter og tilstandsindikatorer med henblik på en præsentation af data på kort samt om at udvikle principper for rumlig prioritering af naturværdier i Danmark baseret på kvadratnetdata og detaljerede data på areal/lokalitets-niveau. Projektets mål har derfor været at tilvejebringe og præsentere det bedst mulige datagrundlag for udpegningen af egnede levesteder for sjældne og truede arter – ud fra de forhåndenværende ressourcer og datakilder – samt at udføre analyser med henblik på at prioritere de bedste og mest optimale områder i Danmark ud fra hensynet til biodiversiteten.

Arbejdet afsluttes med Biodiversitetskortet - et prioriteret Danmarkskort, hvor man kan se hvilke nationale områder (10 × 10 km kvadrater) som er nationalt enestående og nødvendige at prioritere, hvis den samlede biodiversitet skal bevares, samt hvilke lokale og regionale områder (lokaliteter og landskaber), som er særligt værdifulde, fordi de rummer kendte forekomster af rødlistearter, og/eller fordi der ud fra tilstandsindikatorer er en høj sandsynlighed for at de rummer rødlistearter. Data og analyser som ligger bag det prioriterede Danmarkskort er beskrevet i denne rapport.

Efter en kort introduktion og baggrund for arbejdet følger en beskrivelse af koncept og metode, en beskrivelse af de anvendte data, resultater fra analyser af data, principperne for arealprioritering ud fra data samt en perspektivering omkring det resulterende kort og den nye viden om Danmarks biodiversitet.

Tak!

Vi vil gerne takke de som har bidraget målrettet til biodiversitetskortet:

Lykke Pedersen, Anders Tøttrup, Karsten Laursen: Geolokalisering af fugle med hjælp fra DOF's caretakere.

Flemming Helsing Nielsen: Geolokalisering af dagsommerfugle og udvalgte natsommerfugle

Rune Bygebjerg: Geolokalisering og opdatering af kvadratnetdata for svirrefluer

Ole Mehl: Geolokalisering af træbukke

Palle Jørum: Geolokalisering af torbister

Kåre Fog, Niels Damm Rasmussen: Geolokalisering af padder

Peter Wind: Geolokalisering af karplanter

Dansk Botanisk Forening: Data for karplanter fra Atlas Flora Danica

Jacob Heilmann Clausen: Sparring vedr. skov-indikatorer og brug af svampedata

Christian Lange: Udtræk fra Danmarks Svampeatlas

Bjørn Hermansen: GIS-analyser mv.

Hans Thodsen: GIS-analyser mv.

Rikke Bjerring: Klorofyl-a proxy

Lisbeth Sortkjær: Udtræk fra NOVANA/DEVANO, fishbase og STOQ

Jens Chr. Schou: Vandplanter.

I forhold til kvadratnetdata rettes desuden en stor tak til følgende for adgang til grunddata fra deres respektive undersøgelser eller hjælp til kvalitetssikring og opdatering af data: Hans Baagø, Thomas Secher Jensen, Morten Elmeros, Julie Dahl Møller og Helle Vilhelmsen (pattedyr), Kåre Fog (krybdyr og padder), Michael Grell, Anders Tøttrup og mange folk i Dansk Ornitologisk Forening (fugle), Henrik Carl og Peter Rask Møller (ferskvandsfisk), Ole Fogh Nielsen, Jan Fischer Rasmussen og Lars Iversen (guldsmede og græshopper), Søren Tolsgaard (tæger), Michael Stoltze, Svend Kaaber og Per Stadel Nielsen (dag- og natsommerfugle), Ole Martin (smældere), 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.

Uden en kæmpeindsats fra Danmarks mange frivillige observatører havde det slet ikke været muligt at udarbejde dette biodiversitetskort. Nogen har ydet en frivillig indsats gennem rapportering af fund fra naturen, andre ved at hjælpe med bestemmelse og validering af fund. Det ville være umuligt at takke alle disse hundredevis af bidragsydere, men for at give en fornemmelse af omfanget af arbejdet vil vi gerne takke alle inventørerne fra Atlas Flora Danica, samt følgende personer, som har indrapporteret særligt mange fund af rødlistede arter til Fugle og Natur (Naturbasen) eller Danmarks Svampeatlas eller bidraget med vigtige fundoplysninger for arter i søer og vandløb:

Aksel Jørgensen, Allan Haagensen, Allan Kristensen, Anders N. Michaelsen, Anne Marie Mogensen, Anne Storgaard, Annegrete Eriksen, Anne-Grethe Lentz, Annette Sode, Anni & Peter Nielsen, Anni Lene Nielsen, Annine Moltsen, Benny Christensen, Benny Steen Larsen, Benny T. Olsen, Bent Carstensen, Bent Nielsen, Bent Preben Cardel, Bent Vestergård Pedersen, Bent Vinding, Birgit Pedersen, Bjarne Moeslund, Bjarne Skule, Bjørn W. Pedersen, Bo Levesen, Bo Valeur, Carlo F. Jensen, Casper Fællø, Casper Katborg, Christian Lange, Claus Lunde, David Boertmann, Ditte Nan Hansen, Dorte E. Christensen, Ebbe Kristensen, Emil Bjerregård, Erik Arnfred Thomsen, Erik Buchwald, Erik Dylmer, Erik Nielsen, Erik Rald, Erik Wessberg, Erland

Nielsen, Erling Krabbe, Finn Krone, Flemming Ryden, Flemming V. Larsen, Flemming Vilhelmsen, Frank Desting, Frank Overgaard Nielsen, Frede Mørch, Frede Skov, Frits Thomsen, Gerner Jensen, Gert S Laursen, Grith Styrck Carlsen, Hanne Farnæs, Hans Henrik Larsen, Hans Hjort Wernberg, Hans Øllgaard, Henrik Bringsøe, Henrik H. Søndergaard, Henrik Mathiasen, Henrik Stenholt, Henrik Tranberg, Henry Nielsen, Ivan Jensen, Jacob Heilmann-Clausen, Jan Fischer Rasmussen, Jan Vesterholt, Jens Bjerring Poulsen, Jens Chr. Schou, Jens H. Petersen, Jens Klausen, Jens Kristian Uhrenholt, Jens Lyngsøe, Jens Mårbjerg, Jens Ockelmann, Jens Stolt, Jesper Ratjen, Jesper Vingtoft, Jette Anitha Hansen, Jette Baagøe, Jimmy Lassen, John Vergo, Johnny Lund Jeppesen, Jørgen Hansen, Jørgen Munck, Jørgen Vingborg, Jørn Skeldahl, Jørn Winther Jørgensen, Karen Nisbeth, Kent Olsen, Kent René Andersen, Kevin Clausen, Kim Biledgaard, Kjeld Forsom, Klaus Bek Nielsen, Klaus Fries, Klaus Hermansen, Klaus Thommesen, Knud Aage Filt, Knud Johnsen, Knud Knudsen, Knud N. Flensted, Kristian Graubæk, L.J. Grønbjerg, Lars Andersen, Lars Bruun, Lars Iversen, Lars S. Madsen, Leif Wegge Laursen, Leo de Jong, Lisbeth Brendstrup, Lise Samsø, Margaretha Liebmann, Margot Nielsen, Marianne Graversen, Marianne Helkjær, Martin Bjerg, Martin Vestergaard, Mats Gustafsson, Michael Sonniks, Michael Stoltze, Mikkel Lausten, Mogens Bak, Mogens Holm, Mogens Holmen, Mogens Thornberg, Mogens Wedel-Heinen, Morten Christensen, Morten DD Hansen, Morten Strandberg, Morten Top Jensen, Nicolaj Corell, Niels Damm, Niels Peter Brøgger, Niels Sloth, Niels V. Mogensen, Ole B. Lyshede, Ole Martin, Ole Roland Therkildsen, Peer Ravn, Per Hartvig, Per Skarin, Per Stadel Nielsen, Per Taudal Poulsen, Per Thomassen, Peter Chr. Dall, Peter Krogh, Peter Lausted, Peter Wind, Poul Evald Hansen, Preben Kristensen, Rasmus Holmboe Dahl, Robert Oldekamp, Ruth Ahlburg, Søren Nygaard, Søren Rasmussen, Søren Birkholm Hansen, Søren Grøntved Christiansen, Søren M. Rasmussen, Steen Drozd Lund, Steen Højmark-Jensen, Stephan Lund, Svend Aage Olsen, Svend Carstensen, Svend Erik Mikkelsen, Sven-Erik Larsen, Tage Robert Mogensen, Terkel Arnfred, Thomas Buus Nielsen, Thomas Kehlet, Thomas Læssøe, Thomas Stjernegaard Jeppesen, Thomas Vikstrøm, Tobias Frøslev, Tom Smidth, Torben Hvid, Torben Jørgensen, Torben Moth Iversen, Torben Nielsen, Torbjørn Borgen, Tubas Løkegaard, Uffe Mikkelsen, Ulf Bjerre, Ulla Nørskov, Vibeke Duun Andersen, Westy Esbensen, Wouter de Vries.

Endelig vil vi gerne takke Naturstyrelsen for at have taget initiativ til dette projekt, hvor eksisterende data bringes i anvendelse til at informere fremtidens danske naturforvaltning.

1 Sammenfatning

I denne rapport dokumenterer vi udviklingen af et biodiversitetskort for Danmark. Biodiversitetskortet består i en rumlig prioritering af naturarealer efter deres betydning for Danmarks biodiversitet. Kortet rummer en national prioritering af i form af en analytisk udpegning af de vigtigste 10 x 10 km kvadrater samt en lokal prioritering på 10 x 10 m i form af en vægtet *bioscore*, som indikerer arealernes betydning som levesteder for rødlistede arter. Kortene er udviklet til digital præsentation og brug.

Prioriteringen på national skala foretages på baggrund af data for den nationale udbredelse af 537 truede arter i 633 kvadrater på 10x10 km. I analytiske scenarier udpeges forskellige landsdækkende netværk af naturområder, som repræsenterer flest mulige truede arter flest mulige steder givet et samlet nationalt måltal. I 50%-Scenariet prioriterer vi et areal på 3600 km² svarende til halvdelen af Danmarks samlede areal med åben natur og løvskov, ca. 8,5 % af landarealet. I dette netværk dækkes en meget stor del af Danmarks truede biodiversitet.

Den lokale bioscore er baseret på konkret viden om forekomst af rødlistede arter samt supplerende viden om indikatorer for gode levesteder for rødlistede arter. Vi har valgt denne model, fordi vores viden om de rødlistede arters udbredelse i Danmark er meget ufuldstændig. Vi har i projektet anvendt eksisterende data fra flere forskellige kilder, men vi har også samarbejdet med eksperter om at stedfæste og kvalitetssikre artsfund med ringe geografisk præcision. Det samlede datasæt er derfor enestående i omfang og geografisk detaljering.

I projektet har vi analyseret den statistiske sammenhæng mellem arter og indikatorer og har udvalgt 13 indikatorer som hver tildeles 1 point i kortet (proxypoint). Dernæst har vi vægtet de rødlistede arter, således at de mest truede arter, de mest sikre stedsangivelser og de mindste samlede udbredelser i Danmark har den største vægt. Den samlede sum af artsvægte er omsat til en score fra 0-9 (artspoint). Bioscoren er summen af proxyscore og artscore, og den varierer i Danmark mellem 0 og 20 point.

De præsenterede analyser viser, at man ud fra eksisterende viden kan prioritere arealer i Danmark meningsfuldt i forvaltningen af biodiversiteten. Den nationale og lokale prioritering supplerer hinanden. Eksempelvis kan den nationale prioritering udpege områder med unik biodiversitet, mens den lokale prioritering kan vise hvilke konkrete arealer indenfor disse områder, som er beskyttelseskrævende.

Biodiversitetskortet vil gøre det lettere for naturforvaltere og naturplanlæggere i stat og kommuner at få overblik over den rumlige variation i biodiversiteten på forskellige skalaer og prioritere indsatsen omkostningseffektivt. Tilsvarende kan kortet øge opmærksomheden om de mange områder, hvor vi endnu mangler vigtig viden for at kunne prioritere rigtigt.

Biodiversitetskortet er ikke perfekt. Der vil være behov for at udvikle kortet ved at tilføje nye data, rette fejl i de eksisterende data og fortsætte udviklingen af vægtede indeks for biodiversitet. Men biodiversitetskortet er et stort spring fremad for naturplanlægning og naturbeskyttelse i Danmark.

2 Introduktion

2.1 Formål

Formålet med dette projekt er at udnytte eksisterende data om rødlistede og sjældne arters udbredelse og levesteder til at udvikle et rumligt prioriteringsgrundlag for en omkostningseffektiv naturbeskyttelse og naturforvaltning i Danmark, med fokus på bevarelse af biodiversiteten. Dette prioriteringsgrundlag visualiseres på kort, som viser de områder i Danmark, der har størst betydning for biodiversiteten i landet med særlig fokus på den truede del af biodiversiteten.

2.2 Baggrund

Biodiversiteten er i tilbagegang. Det gælder både globalt og i Danmark. I erkendelse af, at dette er et alvorligt problem, er det et centralt formål med den danske naturforvaltning og naturbeskyttelse at standse denne tilbagegang. En indsats for at nå dette mål udgør samtidig en vigtig international forpligtelse, både i forhold til FN's biodiversitetskonvention og EU's biodiversitetsstrategi.

Naturbeskyttelsen i et tæt befolket og intensivt udnyttet land som Danmark må nødvendigvis være tostrengt, således at der både satses på adskillelse og integration, det vil sige at reservere nogle arealer til natur (adskillelse) og tage flest mulige hensyn til naturen andre steder (integration). Uden en sådan tostrengt strategi, 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.

Prioritering af arealer med henblik på bevarelsen af biodiversitet er også centralt i forhold til Danmarks internationale forpligtelser.

Dette projekt bidrager til at belyse hvilke arealer, der på baggrund af deres biodiversitetsindhold med fordel kan prioriteres til naturformål. Kortlægningen af disse arealer vil bidrage til at målrette naturforvaltningsindsatsen og herunder den gradvise opbygning af et nationalt naturnetværk, idet disse områder i videst muligt omfang bør indgå i netværket.

Udvikling af et naturnetværk¹ spiller en afgørende rolle for effekten af den samlede naturbeskyttelse. Beskyttelsen af de mest truede og pladskrævende arter kan ganske enkelt ikke integreres med produktion og bebyggelse på

¹ Som umiddelbar opfølgning på Natur- og Landbrugskommissionens anbefaling om et nationalt naturnetværk har regeringen ønsket at udvikle en model for et naturnetværk, som i højere grad kan styrke beskyttelsen af natur, naturområder og den biologiske mangfoldighed ved at skabe sammenhæng og synergi imellem indsatserne i forhold til Natura 2000-områder, § 3-arealer, eksisterende skove, fredede områder, nationalparker og andre naturområder. En arbejdsgruppe med deltagelse af Naturstyrelsen, NaturErhvervstyrelsen og Energistyrelsen har på den baggrund gennemført et udredningsprojekt med henblik på at opstille løsningsforslag til en model for realisering af et nationalt naturnetværk. Udredningsprojektet har identificeret 4 hovedelementer i en model for et nationalt naturnetværk, herunder udvikling af et grønt danmarkskort som redskab.

For Naturstyrelsen har DCE udarbejdet en faglig dokumentation af den naturmæssige betydning af et nationalt naturnetværk. DCE peger bl.a. på, at grundlaget for at udpege og udvikle det nationale naturnetværk kan forbedres afgørende gennem en national kortlægning af de vigtigste levesteder for vores sårbare arter. Denne viden vil give det bedst mulige faglige grundlag for at udpege og udvikle et nationalt naturnetværk, der indeholder de vigtigste naturområder.

samme arealer. Men eftersom der er en omkostning forbundet med at reservere arealer til ikke-kommercielle formål (DØRS 2012, Petersen m.fl. 2012), er der behov for at sikre, at udpegningen 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).

Et naturnetværk, hvor hensyn til biodiversiteten er et væsentligt tema i forhold til prioritering, omfatter alle arealer, som er af afgørende betydning for opretholdelsen af den nationale og lokale biodiversitet. Dette vil i første omgang omfatte arealer, som i dag er egnede levesteder for truede og særligt sårbare (rødlistede) arter, men kan også i en senere fase udvides til at omfatte arealer med potentiale for at blive egnede levesteder eller arealer som kan bidrage til at forbedre tilstanden af de eksisterende levesteder.

Det eksisterende grønne netværk kort omfatter temaerne 1) Eksisterende natur og økologiske forbindelser (i form af eksisterende, herunder beskyttet natur) samt 2) Udlagt til potentiel natur og økologiske forbindelser (i form af kommunalt udpegede arealer). De viser, hvor den eksisterende natur er, og hvor den potentielt kan udvikles.

Der har ikke tidligere været udviklet et samlet Danmarkskort for biodiversitet baseret på data og analyser. Naturstyrelsen har et ønske om, at få forvaltningen af naturarealer og artsforvaltningen til at spille bedre sammen for at øge fokus på sikring af biodiversiteten og kvaliteten af naturområderne og at frembringe et styrket fagligt grundlag for kommunernes planlægning. På den baggrund opstod ideen om dette projekt. Arbejdet med kommunernes planlægning for naturinteresserne (fx Kortlægning af naturarealer med naturplejebehov Levin m.fl. 2011 og udviklingen af et High Nature Value kort for NaturErhvervstyrelsen, Ejrnæs m.fl. 2012) har sammen med bl.a. analyser udført i samarbejde De Økonomiske Råd (Petersen m.fl. 2012) været inspirationskilde for sammenstilling af data og gennemførelse af analyser frem mod et biodiversitetskort for Danmark.

3 Koncept og metode

Generelt koncept

Man kan tilgå rumlig prioritering af arealer for biodiversitet på flere forskellige måder. I dette projekt har vi valgt to forskellige tilgange: 1) En prioritering på national skala baseret på viden om arternes overordnede udbredelse i hele landet og det såkaldte komplementaritetsprincip samt 2) en prioritering baseret på konkret viden på lokal skala om forekomst af rødlistede arter og indikatorer for vigtige levesteder. Sagt helt enkelt fortæller den nationale prioritering, hvilke overordnede områder man i et nationalt netværk ikke kan negligere, hvis man vil bevare den samlede kendte biodiversitet, og den fortæller, hvilken kombination af områder som kan give den mest omkostningseffektive beskyttelse af den kendte biodiversitet. Den lokale prioritering fortæller hvilke konkrete arealer, som i dag er eksisterende levesteder eller potentielle levesteder for rødlistede arter. De to tilgange afspejler forskellige aspekter af relevans for rumlig prioritering af naturbeskyttelsen og de kan både tjene forskellige formål og kombineres.

Prioriteringen på national skala foretages på baggrund af data for den nationale udbredelse af 537 truede arter i 633 kvadrater på 10x10 km. I analytiske scenarier udpeges forskellige overordnede landsdækkende netværk af naturområder, ud fra en målsætning om at repræsentere flest mulige truede arter flest mulige steder inden for forskellige samlede arealer af naturområder. Prioriteringen inddrager direkte naturområdernes forskellighed mht., hvilke arter de huser. Prioriteringen på lokalitetsskala foretages ud fra kvantitative indekser, som udtrykker konkrete arealers observerede og potentielle værdi som levested for truet biodiversitet. Indekserne beregnes for hele landet, men ud fra data som kan stedfæstes på lokalt niveau. Data for kendte forekomster af rødlistede arter resulterer i en *artsscore*, mens data for en række arts- eller landskabsbaserede tilstandsindikatorer (proxidata) resulterer i en *proxyscore*. Disse to indeks lægges sammen i en samlet *Bioscore*.

Centralt for begge metoder er, at de aldrig bliver bedre end de data som ligger til grund for prioriteringerne. Derfor har projektet også i høj grad bestået i at tilvejebringe og bearbejde eksisterende data med henblik på at få det bedst mulige grundlag. Det har ikke været muligt inden for rammerne af dette projekt at tilvejebringe nye data ved kortlægning i felten. Til gengæld har det været muligt at geolokalisere eksisterende data for at forbedre den rumlige præcision af data. Vi har desuden brugt projektet til for første gang at sammenstille data fra forskellige eksisterende databaser.

3.1 Datatyper

Vi har i projektet opdelt data til brug for biodiversitetskortet i følgende typer og undertyper:

1. Polygondata. GIS-lag med polygoner som kan give en fornuftig geografisk repræsentation af biodiversitetsdata til brug for efterfølgende prioritering og analyse. Polygondata kan opdeles i
 - a. et landsdækkende 10x10 km kvadratnet samt
 - b. et landsdækkende lag af polygoner på lokalitetsskala defineret ud fra arealtyper (skovparceller, marker, §3-arealer, vandløb, byer).

2. Artsdata. Den geografiske repræsentation af artsdata i projektet, er opdelt i følgende undertyper:
 - a. Kvadratnetdata. "Presence/absence"-data for arter i 10 × 10 km kvadrater for hele Danmark til brug for den nationale prioritering.
 - b. Observationssteder. Punktdata for præcise observationssteder for rødlistede arter.
 - c. Levesteder. Polygoner som repræsenterer det konkrete levested for en forekomst af en rødlistet art. I tilknytning til levestederne er indsamlet oplysninger om sikkerheden i stedsangivelsen.
 - d. Leveområder. Polygoner som hver især repræsenterer et (større) geografisk udbredelsesområde, som indeholder en rødlistet arts levesteder. Leveområder bruges for arter, hvor det ikke er praktisk muligt at afgrænse de præcise levesteder. Eksempelvis kan dette gælde for mobile arter, som ikke anvender de samme levesteder år efter år.
3. Proxydata. Indikatorbaseret georefereret information som i mangel på gode artsdata kan sige noget om sandsynligheden for at et område er vigtigt levested for rødlistede arter. Proxydata kan yderligere opdeles i:
 - a. Artsdata. Indikatorarter som kan sige noget om graden af eutrofiering, afvanding og kultivering. Her har vi anvendt plantelister fra den nationale kortlægning og besigtigelser af naturarealer.
 - b. Landskabsdata. Indikatorer som ud fra topografi, hydrologi, kystnærhed, naturtæthed, strukturer, driftsintensitet, kontinuitet mv. kan sige noget om sandsynligheden for at finde intakte levesteder, som ikke er stærkt påvirket af kultivering og derfor kan være egnede for rødlistearter.

3.2 Rødlistede arter

Vi har fokuseret oparbejdelsen af data og de efterfølgende analyser på rødlistede arter – det vil sige arter som er næsten truede eller truede i varierende grad. Vi har taget dette valg fordi rødlisten netop rummer en prioritering af de arter, som kræver en særlig beskyttelse eller forvaltning, hvis vi ikke skal miste dem og dermed opleve et tab af biodiversitet.

I Danmark er der registreret ca. 32.000 kendte arter (allearter.dk), det virkelige antal arter er langt større. Af disse er en lang række i tilbagegang. Hvor truet en art er, kan vurderes ved en såkaldt rødlistevurdering. Sådanne vurderinger af arternes risiko for at uddø i Danmark har været foretaget siden 1970, hvor de første danske rødlistor udkom som resultat af private initiativer.

En rødliste er en liste, som angiver, hvor truet en art er, dvs. hvad sandsynligheden er, for at en art vil uddø indenfor overskuelig fremtid. Formålet med at udarbejde en rødliste er at tilvejebringe et grundlag, som kan bruges til at vurdere udviklingen i naturens mangfoldighed i Danmark. Rødlisten er således et nøgleværktøj for forvaltningen af dansk biodiversitet. Derudover er Danmark forpligtet til at opfylde den internationale Biodiversitetskonvention (United Nations 1992), som nationen ratificerede i 1992 (Anonym 1996) og hvori følgende delmål indgår:

- at gøre opmærksom på arter, der er forsvundne eller er truede
- at danne grundlag for en prioritering af naturovervågningen i Danmark
- at skabe en platform for naturforvaltnings- og naturbeskyttelsesarbejde nationalt og internationalt
- at offentliggøre rødlistor over naturligt forekommende, forsvundne og truede arter i dansk natur regelmæssigt.

Miljøministeriet har valgt at basere den danske rødliste på IUCN's rødlistesystem, der giver mulighed for at rødlistevurderingerne bliver så ensartede og objektive som muligt (Wind 2003).

Kategorierne i rødlisten er:

Forsvundet (RE, regionally extinct): En art er forsvundet, når det er hævet over enhver rimelig tvivl, at det sidste individ, som havde en reel mulighed for reproduktion indenfor landets (regionens) grænser, er dødt eller forsvundet fra landet (regionen).

Kritisk truet (CR, critically endangered): En art henføres til kategorien kritisk truet, når der er en overordentligt stor risiko for, at den vil uddø i vild tilstand i meget nær fremtid.

Moderat truet (EN, endangered): En art henføres til kategorien *moderat truet*, hvis den ikke kan henføres til *kritisk truet*, men når der alligevel er en meget stor risiko for, at den vil uddø i vild tilstand i nær fremtid.

Sårbar (VU, vulnerable): En art henføres til kategorien *sårbar*, hvis den ikke kan henføres til hverken *kritisk truet* (CR) eller *moderat truet* (EN), men når der alligevel er en stor risiko for, at den vil uddø i vild tilstand på længere sigt.

Næsten truet (NT, near threatened): En art henføres til kategorien *næsten truet*, hvis den er tæt på at opfylde ét af kriterierne for *sårbar*.

Utilstrækkelige data (DD, data deficient): Til denne kategori henføres de arter, hvor der ikke foreligger tilstrækkelige data til, at der kan foretages en vurdering af risikoen for at uddø.

Ikke truet (LC, least concern): En art kategoriseres *ikke truet*, hvis data er tilstrækkelige (se DD), vurdering er relevant (se NA) og det ved vurderingen viser sig, at den ikke opfylder kriterierne for *kritisk truet* (CR), *moderat truet* (EN), *sårbar* (VU) eller *næsten truet* (NT).

Vurdering ikke relevant (NA, not applicable): En art kategoriseres *vurdering ikke relevant*, hvis der er tale om arter, hvor en rødlistevurdering ikke er relevant, fordi det eksempelvis drejer sig om indførte arter, arter under etablering eller arter, der kun findes i form af strejfende individer.

Ikke vurderet (NE, not evaluated): En art kategoriseres ikke vurderet, hvis der ikke er foretaget en vurdering af den.

Vi har i dette arbejde valgt at inddrage arter i rødlistekategorierne RE, CR, EN, VU, NT som grundlag for analyser og prioritering. Det kan synes sært, at vi inddrager regionalt uddøde arter i arbejdet, men det skyldes at nogle arter heldigvis bliver fundet på ny i den danske natur efter at de har været forsvundne i længere tid. Når vi i rapporten refererer til de truede arter mener vi kategorierne RE, CR, EN og VU, og når vi refererer til rødlistede arter medtager vi kategorien NT (næsten truet).

For vårfluer, slørvinger og døgnfluer har anvendt en foreløbig rødlistevurdering som grundlag for at medtage arter i datasættet. Motivationen herfor har været at få et bedre artsgrundlag for prioriteringen af biodiversitet i ferskvandsnaturtyperne.

4 Datagennemgang

4.1 Kvadratnetdata

Biodiversitetskortets kvadratnet-data beskriver 1817 dyre- plante- og svampearters udbredelse i Danmark opdelt i 633 kvadrater på basis af et 10×10 km kvadratnet. Data indeholder for hvert kvadrat information om, hvilke af arterne som findes, og hvilke som ikke findes i delområdet. 537 af arterne er vurderet som truede i den seneste danske rødliste (kategorierne RE, CR, EN og VU). RE-arter er kun med i data, hvis den positivt er genfundet efter rødlistevurderingen. Data indeholder alene arter, som yngler og er naturligt hjemmehørende i Danmark. Data er sammenstillet fra en lang række såkaldte atlasundersøgelser og lignende opgørelser (Appendiks 1). Med 1817 arter er der tale om et meget omfattende datasæt, det suverænt største af sin art præsenteret i Danmark. Alligevel omfatter det langt fra alle Danmarks måske 40.000 arter (Allearter.dk).

I det følgende beskrives datasættet derfor med særligt fokus på, hvor repræsentativt det er for den danske biodiversitet og hvor godt udbredelserne af de enkelte arter er beskrevet. Dernæst beskrives nogle overordnede geografiske mønstre. Alle disse forhold er relevante i forhold til en arealprioritering med henblik på bevarelse af biodiversitet.

Datasættet er baseret på den bedst tilgængelige viden om fordelingen af arter i det danske landskab, på en overordnet geografisk skala. Hele eller 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, Petersen m.fl. 2005, Petersen m.fl. 2012, De Økonomiske Råd 2012) og har dannet baggrund for publicering af internationale videnskabelige afhandlinger (bl.a. Lund 2002, Lund og Rahbek 2002, Strange m.fl. 2006, Bladt m.fl. 2008, Larsen m.fl. 2008, 2009 og 2012).

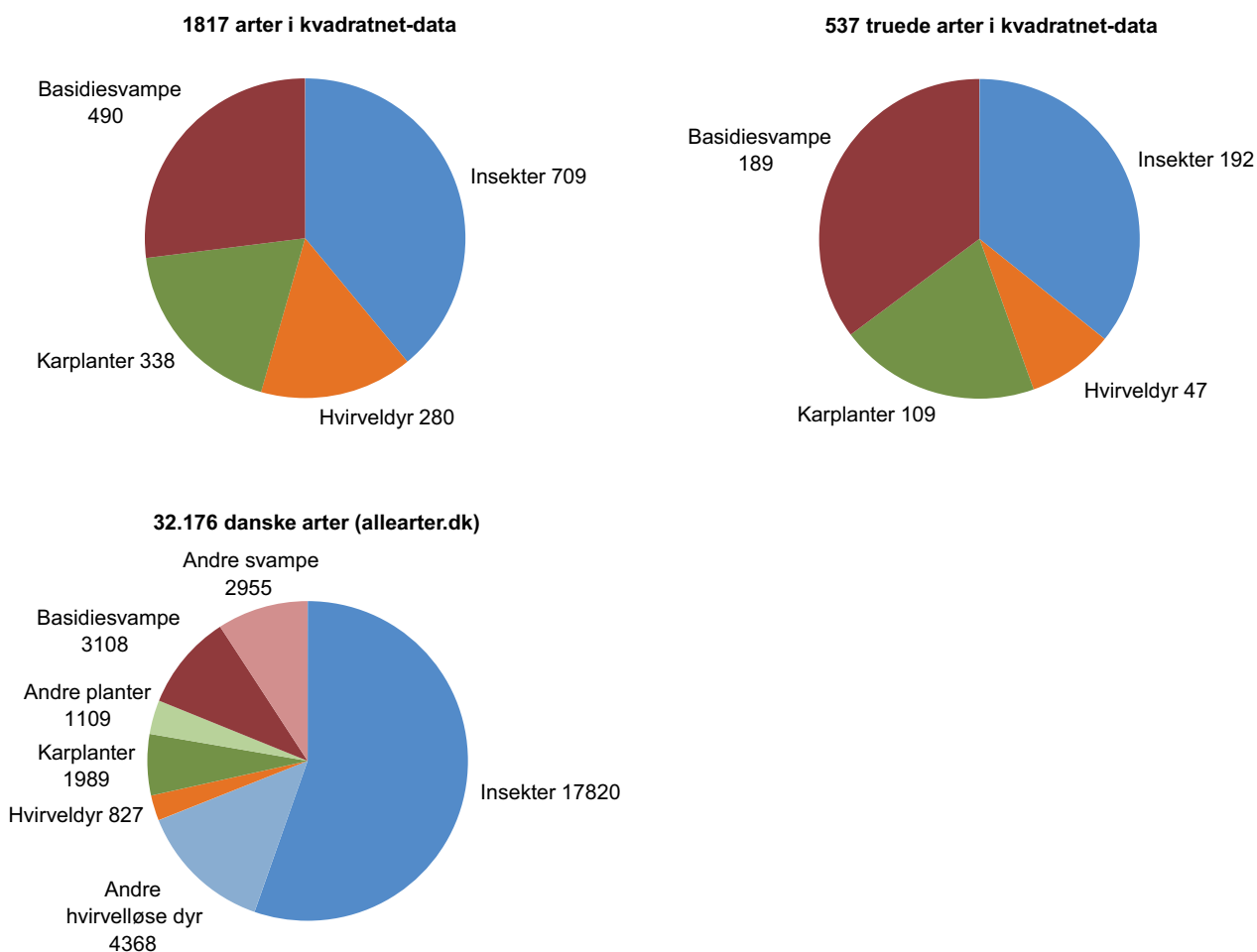
I forhold til originalmaterialet har data løbende været genstand for opdatering og yderligere kvalitetssikring. Ekspert i de forskellige artsgrupper har opdateret udbredelsen af arterne ud fra deres seneste viden, i det omfang det var muligt. Der er også tilføjet arter, som er indvandret eller genfundet og fjernet arter, som er forsvundet i Danmark, eller hvor data er vurderet som upålidelige. Der er her fokuseret på data for sjældne arter, da de har størst indflydelse på udfaldet af de præsenterede prioriteringsanalyser. Information om de enkelte underliggende datasæt med kilder findes i Appendiks 1.

4.1.1 Datasættets taksonomiske (artsmæssige) sammensætning

En oversigt over datasættets sammensætning findes i Tabel 1 og er yderligere illustreret på figur 1. Datasættet repræsenterer et bredt udsnit af de danske terrestriske og ferskvandslevende arter. Dyr, planter og svampe – er alle velrepræsenterede. Det store antal insekter fordelt på mange forskellige grupper må betragtes som en styrke, idet størstedelen af den danske artspulje faktisk udgøres af insekter (Figur 1, nederst).

Tabel 1. Oversigt over arter i Biodiversitetskortets kvadratnet data. Truede arter omfatter rødlistekategorierne CR, EN og VU. RE-arter er med i det omfang de er genfundet.

Artsgruppe	Antal arter	Heraf truede
Guldsmede	47	6
Græshopper	27	5
Tæger (Bred- rand- og ildtæger)	63	8
Billor (Smældere, torbister, træbukke og vandtrædere)	80	39
Svirrefluer	250	46
Dagsommerfugle	59	25
Natsommerfugle	183	63
Ferskvandsfisk	33	6
Padder og krybdyr	19	0
Fugle	182	32
Pattedyr	46	9
Karplanter	338	109
Svampe (Basidiesvampe)	490	189
<i>I alt</i>	<i>1817</i>	<i>537</i>



Figur 1. Arternes fordeling på taksonomiske hovedgrupper i Biodiversitetskortets kvadratnet-data samt for arter i den nationale oversigt Allearter.dk.

Set i forhold hertil er insekterne reelt underrepræsenteret, hvorimod de andre hovedgrupper er overrepræsenterede. Dette gælder navnlig hvirveldyrene dvs. fisk, padder, krybdyr, fugle og pattedyr, der til gengæld i høj grad omfatter arter, som man ofte vil fokusere på i prioriteringen af naturområder. Det samme gælder dagsommerfuglene som alle er med i data. Af væsentlige grupper, som ikke indgår i datasættet kan nævnes laver, mosser, og andre hvirvelløse dyr end insekter, f.eks. edderkopper, men også nogle insektgrupper som eksempelvis bier, samt naturligvis mikroorganismer (encellede organismer).

Data for hvirveldyrene, dvs. padder, krybdyr, fugle og pattedyr, kan betragtes som 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 inden for en given periode. Data for insekterne er ikke helt komplette for alle grupperes vedkommende, men omfatter i alle tilfælde en meget stor del af arterne i de respektive grupper. For billegrupperne torbister og træbukke samt for natsommerfuglene kan datasættet dog kun betragtes som dækkende for truede arter. Tilsvarende omfatter data for smælderne alene arter tilknyttet gammel skov, hvilket dog gælder en stor del af arterne herhjemme.

Datasættet omfatter alene selvstændige arter. Det betyder, at data for eventuelle forskellige underarter og varianter mv. i alle tilfælde er slået sammen til arter. Begrundelsen for dette er, dels at opdelingen på underarter mv. ofte er mere subjektiv end opdelingen på arter og oftere er genstand for løbende revisioner, og dels at vi i analyserne af disse data ønsker at fokusere på truede arter. Det betyder omvendt også, at analyserne ikke tager hensyn til, om særlige underarter eller varianter er vurderet som truede i Danmark, hvis en anden form eller hovedformen ikke er det. Denne problemstilling gælder dog kun et fåtal af arter herunder kun karplanter (især orkidéer), enkelte svampe én bestand af padder.

4.1.2 Usikkerhed på udbredelserne

For at en prioritering af områder (efter princippet om komplementaritet, se senere) kan siges at være optimal, skal man kende arternes fulde udbredelse, dvs. både hvor arterne *er*, og hvor arterne *ikke* er.

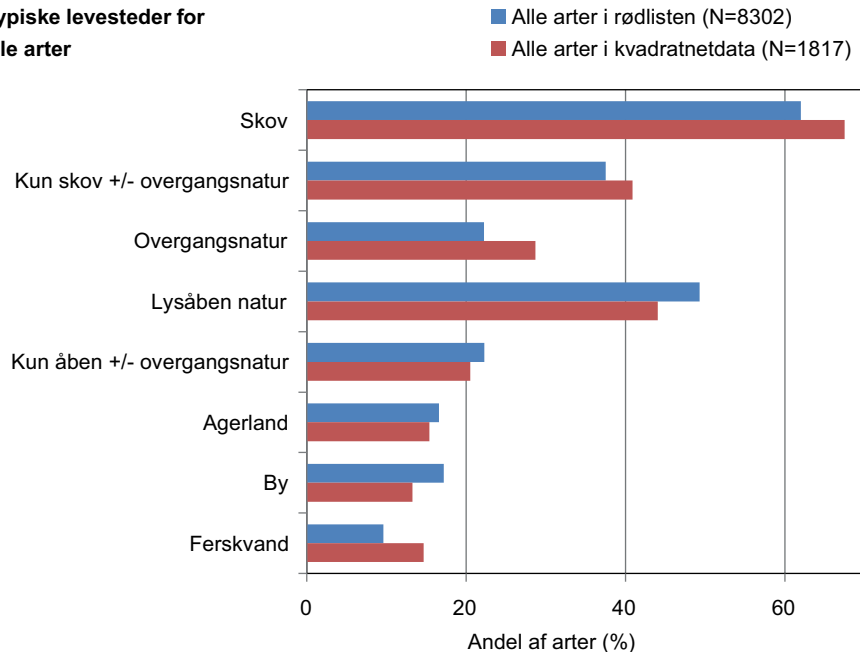
De underliggende datasæt og dermed artsgrupperne er udvalgt, opdateret og kvalitetssikret med særligt hensyn til dette forhold. Alligevel er der altid en vis usikkerhed på arternes udbredelse, og kan for visse i øvrigt være foranderlig fra år til år. Der vil være arter, som er "under-samplede", dvs. ikke tilstrækkeligt undersøgt, i nogle områder, og som derfor findes i flere områder end registreret i datasættet. Vigtigt er det dog, at en prioritering af områder efter komplementaritetsprincippet sikrer, at de pågældende arter er repræsenteret – selvom de måtte findes flere steder. Af de inkluderede artsgrupper er problematikken nok mest udpræget for svampene. Ud af Danmarks 3000 arter af basidiesvampe er der til det aktuelle datasæt derfor alene udvalgt slægter, hvor data vurderes at give et nogenlunde fornuftigt billede af arternes nationale udbredelse og særligt usikre arter er udeladt. Blandt karplanterne er der givetvis også en vis grad af undersampling, men her er til gengæld en bedre datadækning for de truede end for de ikke-truede arter, idet data for truede arter er baseret på flere uafhængige kilder.

4.1.3 Habitatvalg

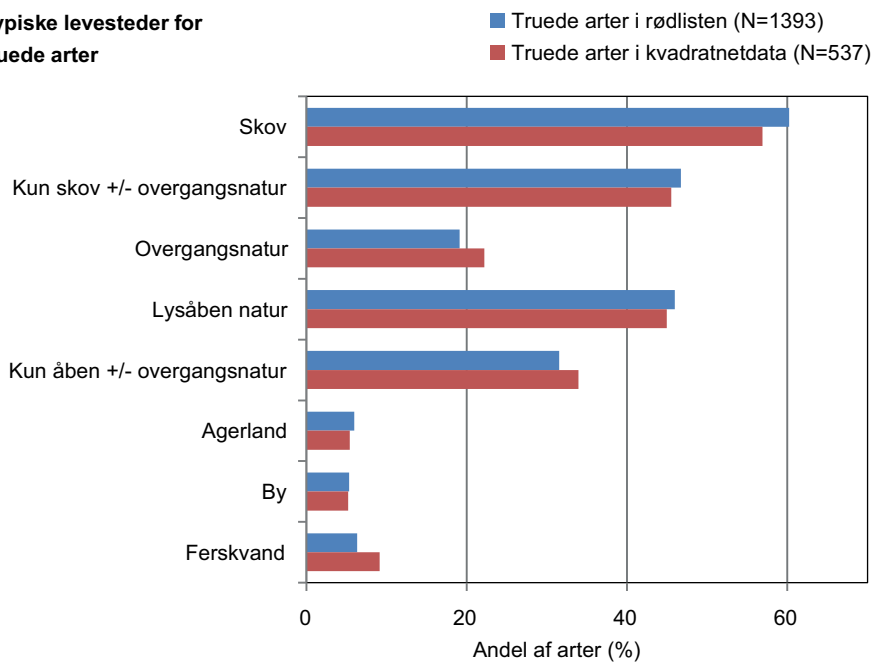
Det er også relevant at se på arternes valg af habitat (levesteds-type). En opgørelse af dette på basis af oplysninger i rødlisten er vist på Figur 2. Der benyttes i rødlisten op mod 70 forskellige levestedskategorier, men de er i nærværende opgørelse samlet til nogle overordnede kategorier. "Skov" dækker over egentlige træbevoksede skovhabitat. "Lysåben natur" dækker helt bredt klitter, strandenge, heder, søer, moser, fugtige enge og tørre overdrev mv. "Overgangsnatur" dækker habitater som skovbryn, skovlysning, skoveng, skovmose, løvkrat på kystskrænter, parklandskaber, alléer og fritstående træer. Det er habitater, som er svære at rubricere i forhold til skov og lysåben natur.

Figur 2. Fordelingen af arter på typiske levesteder for arter i kvadratnet data og arter vurderet i den danske rødliste. Øverst: Alle arter. Nederst truede arter. Bemærk at mange arter indgår i flere kategorier, således at summen af andelen er over 100%.

Typiske levesteder for alle arter



Typiske levesteder for truede arter



Opgørelsen viser at arterne i kvadratnet-data i høj grad fordeler sig som arterne vurderet i rødlisten mht. til habitatvalg. Arterne i rødlisten udgør en væsentligt større stikprøve af de danske arter. Ligheden antyder dermed kvadratnet-data også på dette område repræsenterer den danske biodiversitet godt, selvom en vis skævhed mod større og mere iøjnefaldende organismer i rødlistedata ikke kan udelukkes.

Med hensyn til habitatvalg kan det i øvrigt fremhæves, at især for de truede arter findes en meget stor del af arterne kun i mere eller mindre naturlige habitater. Disse arter er omfattet af kategorierne "Kun skov +/- overgangsnatur" og "Kun åben +/- overgangsnatur". Det skal forstås som arter, der ud over at findes i enten skov eller lysåben natur eventuelt findes i overgangsnatur og ferskvand, men ikke i agerland eller byområder.

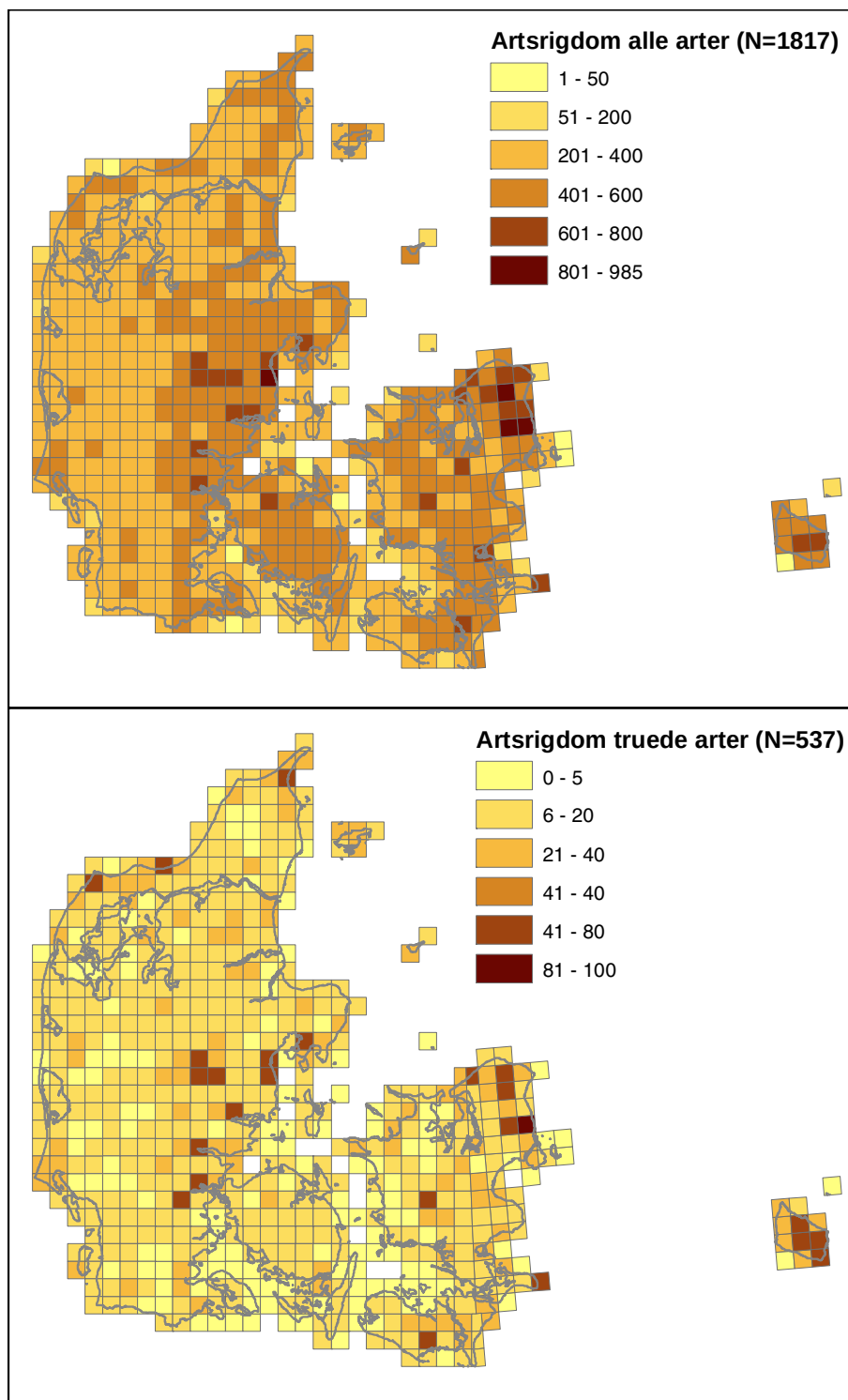
Arternes fordeling i Danmark.

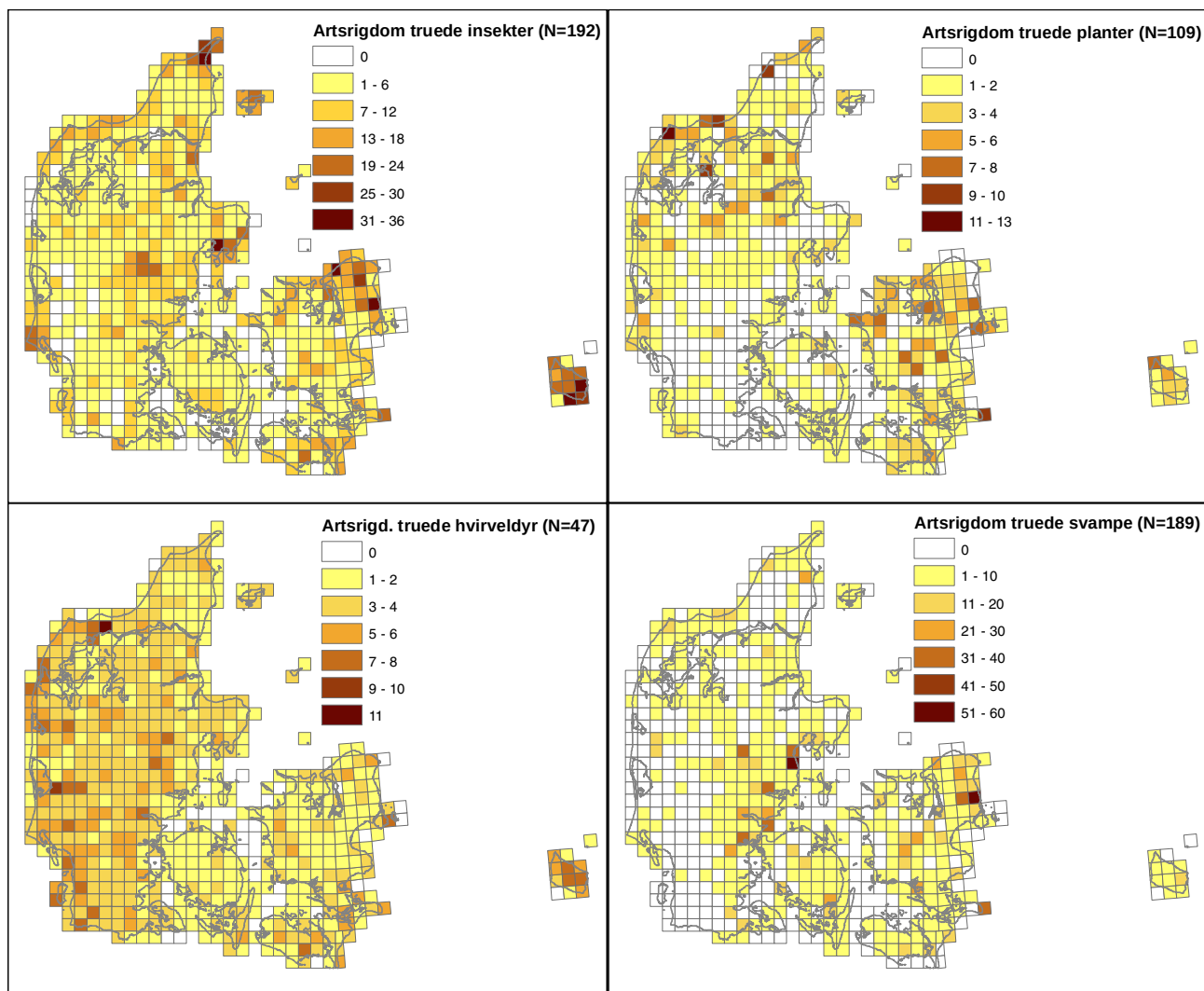
Artsrigdommens fordeling i Danmark baseret på kvadratnet-data er vist på figur 3. Overordnet set er artsrigdommen lavere i det vestlige Jylland end i resten af landet. En særlig høj artsrigdom findes især i Midtjylland omkring Søhøjlandet, i det østlige Jylland samt i Nordsjælland og på Bornholm. Dette mønster er forventeligt givet de faktorer, der bestemmer regionale mønstre af artsrigdom, med færrest arter i de nærrigsfattige egne og flest i de mest produktive egne. I langt den overvejende del af felterne er der 200-400 arter (vestlige Jylland) eller 400-600 arter (resten af landet).

Mønsteret for de truede arter i et vist omfang det samme. Navnlig er de særligt artsrige områder sammenfaldende. Her er typisk 5-10% af arterne truede, mod typisk 1-5% i resten af landet. Den observerede artsrigdom af truede arter er altså i højere grad koncentreret i få relativt små områder. Dette kan i et vist omfang skyldes såkaldt sampling-bias, fordi nogle områder er særligt velundersøgte, således at flere sjældne arter er fundet der, men det er givetvis også udtryk for et reelt mønster. Artsrigdommen for truede arter i forskellige taksonomiske hovedgrupper er vist på figur 4. De følger til en vis grad mønstrene for det samlede datasæt, men der er dog også påfaldende forskelle.

Artsrigdommen i sig selv fortæller ikke, hvor de forskellige arter findes. For at belyse dette på et helt overordnet plan, viser Figur 5 det såkaldte minimumssæt for én repræsentation. Det er resultatet af en analyse som besvarer spørgsmålet: Hvor mange og hvilke kvadrater skal som minimum udpeges, for at alle truede arter er repræsenteret én gang?

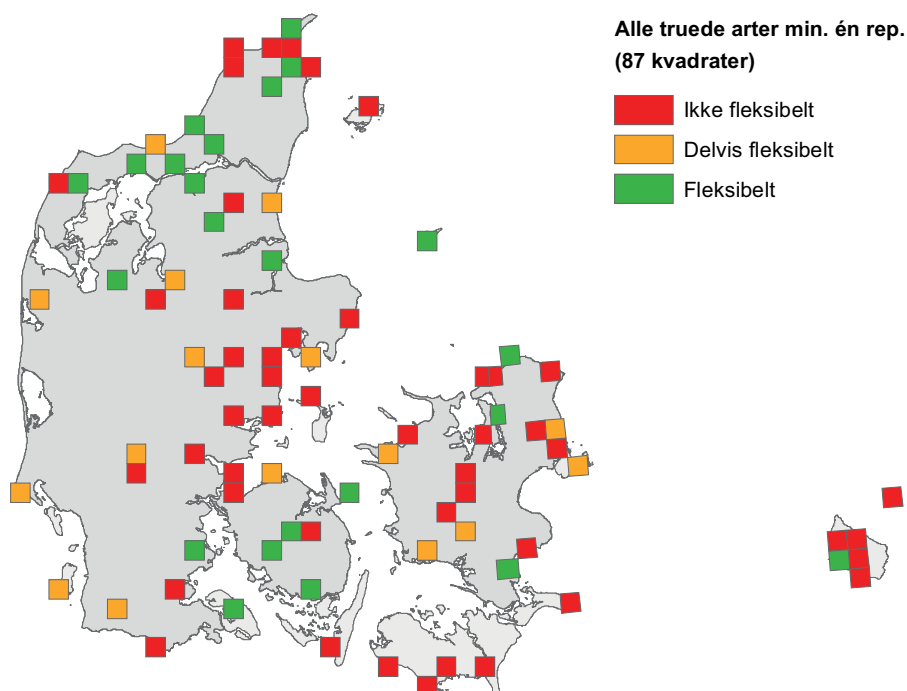
Figur 3. Artsrigdommens fordeling i Danmark for de 1817 arter i Biodiversitetskortets kvadratnet-data (øverst) samt for de heraf 537 truede arter (nederst).





Figur 4. Artsrigdommens fordeling i Danmark for de 537 truede arter i kvadratnet-data fordelt på de taksonomiske hovedgrupper insekter, karplante, svampe og hvirveldyr (padder, krybdyr, fugle og pattedyr).

Figur 5. De kvadrater, der som minimum skal udpeges for at alle datasættets 537 truede arter er repræsenteret mindst én gang. De røde kvadrater skal nødvendigvis udpeges for at opfylde målsætningen, fordi de huser arter, som kun forekommer ét sted. Gule kvadrater kan erstattes, men kun ved udpegning af flere kvadrater, kan alle arter dækkes. Grønne kvadrater kan frit erstattes med et eller flere andre.



Resultatet viser, at de truede arter er fordelt ud over mange områder spredt over det meste af landet (mindst 87 kvadrater). Dette på trods af, at artsrigdommen af truede arter (i hvert fald den observerede) er udpræget høj i ret få afgrænsede områder. Dette billede bliver endnu mere udpræget, hvis man identificerer de områder, der som minimum skal til for at repræsentere alle arter mindst to, tre eller fire gange, hvilket kræver hhv. 146, 208 og 254 kvadrater (kort ikke vist her; egentlige prioriteringsscenarier følger senere). At de truede arter lever spredt over mange områder, er en vigtig pointe, hvis der skal foretages arealprioritering med henblik på at bevare den samlede danske biodiversitet

4.2 Proxyer og arter til lokal prioritering

4.2.1 Proxylag – teknisk beskrivelse og eksempler

Udgangspunktet for alle proxylagene er polygonlaget som omfatter arealer med skov, søer, vandløb, marker og lysåbne naturtyper. Arealer i byzone er altså ikke omfattet – med mindre de er kortlagt som skov eller beskyttet natur.

3.2.1.1 Kyst

Proxyen for kyst beregnes ved at tage alle de arealer som ligger i en afstand af 1 km fra kystlinjen og fratrække alle intensive marker (figur 6).

Kystlaget er motiveret af at meget af vores mest velbevarede natur ligger langs kysterne hvor naturlige forhold har vanskeliggjort en intensiv kultivering. Samtidig har de naturlige processer ved kysterne i form af kysterosion, landhævning, sandflugt, udstrømmende grundvand og dannelse af revler, krumodder, laguner og strandsøer med til at skabe variation og grundlag for en høj biodiversitet.

Figur 6. Eksempel på proxyen Kyst. Det pointgivende lag er vist med grå toning i kortet.



3.2.1.2 Lavbund

Lavbundslandet er defineret som kortlagte lavbundsjord (‐Wetlands‐ fra Greve et al. in press). Disse optræder typisk i ådalene og langs kysterne på våd bund, men de kan også være afvandet i varierende grad og under forskellige former for landbrugsmæssig udnyttelse. For at øge værdien af landet som indikator, har vi, ligesom for kysterne, sat landet til 0 point for intensive marker, mens alle andre arealtyper tæller 1 point (figur 7).

Lavbund er medtaget som indikator for biodiversitet, fordi lavbundsjordene har været vanskeligere at opdyrke end højbundsjordene og derfor alt andet lige har større sandsynlighed for at huse rødlistede arter. Lavbundsjordene er samtidig de områder hvor hovedparten af grundvandsudstrømningen sker, og rent grundvand er en vigtig økologisk forudsætning for en lang række arter knyttet til våde økosystemer. Endelig skaber den hydrologiske dynamik på lavbundsarealer med svingende vandstand og periodevis oversvømmelser fysisk variation og dermed levesteder for en varieret flora og fauna.

Figur 7. Eksempel på proxyen Lavbund. Det pointgivende lag er vist med grå toning i kortet.

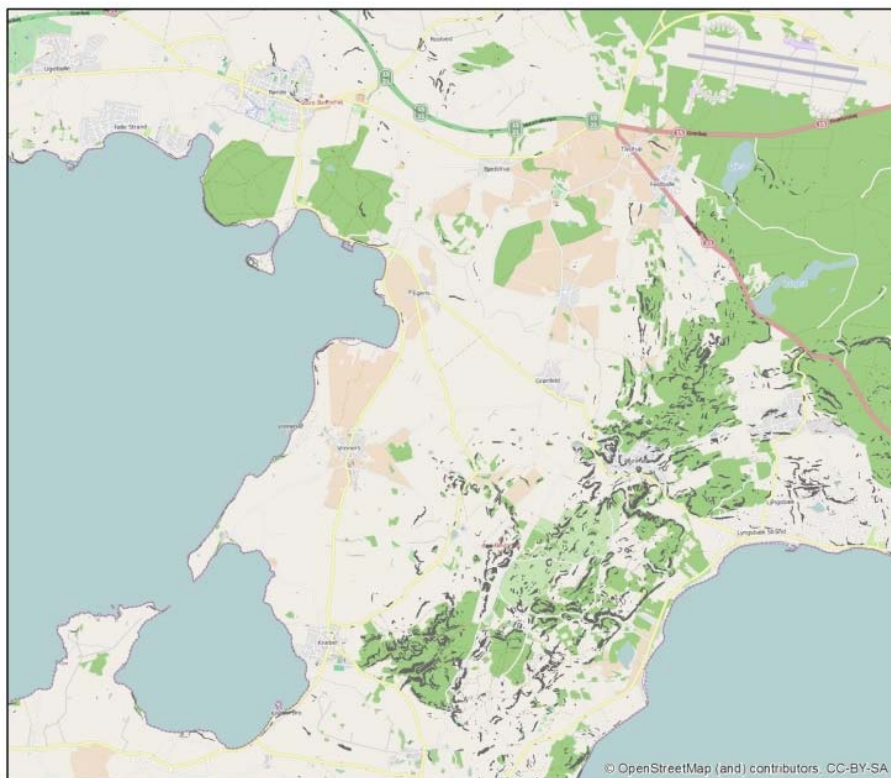


3.2.1.3 Skråninger

Skråninger er defineret som arealer, der efter modellering af den digitale højdemodel (<http://download.kortforsyningen.dk/content/dhmtterr%C3%A6n-16-m-grid>) på en 9,6 x 9,6 m skala, har en gennemsnitlig hældning på mere end 15 grader (figur 8). Landet er sat til 0 for de steder hvor intensive marker overlapper med skråningerne.

Skrånende terræn er medtaget som potentiel indikator for biodiversitet, fordi skrånende arealer er vanskeligere at opdyrke end fladt terræn, og dermed har en øget sandsynlighed for at rumme vigtige levesteder.

Figur 8. Eksempel på proxyen Skråning. Det pointgivende lag er vist med grå toning i kortet.



3.2.1.4 Ekstensiv drift

Indikatoren *Ekstensiv drift* dækker over arealer med ekstensiv eller ingen landbrugsdrift. Proxyen er sammensat af arealer fra forskellige kilder:

Marker, (laget mark, NaturErhvervstyrelsen, <https://kortdata.fvm.dk/download/>) hvor afgrødekoden indikerer at landbrugsdriften er ekstensiv. Ekstensiv drift rummer arealer som ikke er i årlig omdrift og dækker både over arealer som er under græsningsordninger, flerårige ekstensive afgrøder og forskellige typer af braklægning (Appendiks 3).

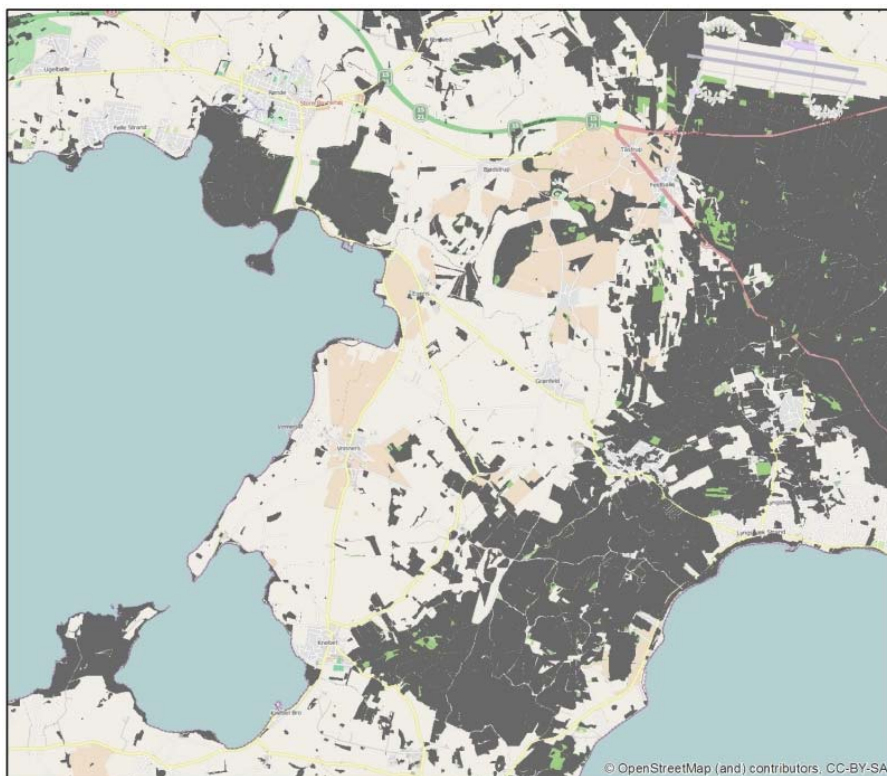
Økologiske marker, hvor afgrødekoden indikerer at landbrugsdriften ikke er intensiv (identificeret ved at sammenholde datalag for økologiske marker, med afgrødekoderne fra det fulde markkort (begge lag er leveret af NaturErhvervstyrelsen) (Appendiks 3).

Alle skove, fra FOT-datasættet samt marker med skov-afgrødekoder (fra laget mark, NaturErhvervstyrelsen).

Alle søer og vandløb. Søer fra hhv. laget Beskyttede Naturtyper fra Danmarks Miljøportal, lag over revideret udbredelse af beskyttede søer (Naturstyrelsen), søer fra FOT-datasættet (<http://download.kortforsyningen.dk/>), vandløb fra udkast til Vandplanerne (<http://download.kortforsyningen.dk/>) suppleret med vandløb fra laget Beskyttede Vandløb fra Danmarks Miljøportal (Figur 9).

Motivationen for denne indikator er at en række rødlistede arter formodes at kunne drage nytte af arealer uden eller med ekstensiv drift, også selvom disse arealer endnu ikke har udviklet sig til kortlagt natur.

Figur 9. Eksempel på proxyen Ekstensiv drift. Det pointgivende lag er vist med grå toning i kortet.



3.2.1.5 Kortlagt natur

Indikatoren *kortlagt natur* angiver, hvor der findes kortlagt natur, og omfatter bl.a. alle de arealer, der er kortlagt som § 3 natur, dvs. strandenge, ferske enge, moser, overdrev, heder, søer og vandløb (figur 10). Vandløbene er lidt specielle i denne sammenhæng fordi laget over § 3 vandløb rummer temmelig mange fejl. Derfor har vi, hvor muligt, tilrettet dette lag med vandløb fra det vandløbslag, der anvendes i udkast til vandplanerne (<http://download.kortforsyningen.dk/>). Vi har i praksis valgt alle de vandplansvandløb som ligger indenfor en 10 m afstand af § 3 vandløbene. Det giver langt hen ad vejen et godt basislag som har mange slyngninger med og som giver et mere troværdigt billede af hvor § 3 vandløbene i virkeligheden løber. Men det rummer også nogle "afstikkere". F.eks. små vandløb der står vinkelret på § 3 vandløbene, men som ikke er med i disse. Derfor har vi brugt feature vertices to points tool (ArcGis 10.2.2) med indstilling "all" til at finde alle endepunkter i både vandplans- og § 3 vandløbslagene. Vi har derefter valgt de vandplanspunkter som er mere end 30 m væk fra § 3 vandløbene og valgt de vandplansvandløb der ligger op ad disse (afstand 0,01 m). Disse vandløb smides ud idet de må antages ikke at være beskyttede eftersom de ikke svarer til et vandløb i §3 laget. Dernæst har vi tilføjet alle de § 3 vandløb som ikke har en modsvarende part i vandplansvandløbene på tilsvarende vis. Vi har udvalgt alle de §3-vertices der er mere end 30 m væk fra de udvalgte vandplansvandløb og dernæst tilføjet de §3 vandløb som ligger lige op ad disse til de valgte vandplansvandløb. Denne fællesmængde medtages som en del af den kortlagte natur. I laget kortlagt natur indgår derudover alle § 25 skove samt skove, der ifølge statens naturskovestrategi er udlagte som naturskove (data udtrukket fra Proteus af Erik Kristensen, Naturstyrelsen 23/7-2013) eller kortlagt som egekrat (jf. skovlovens § 26, lovbekendtgørelse nr. 678 af 14. juni 2013).

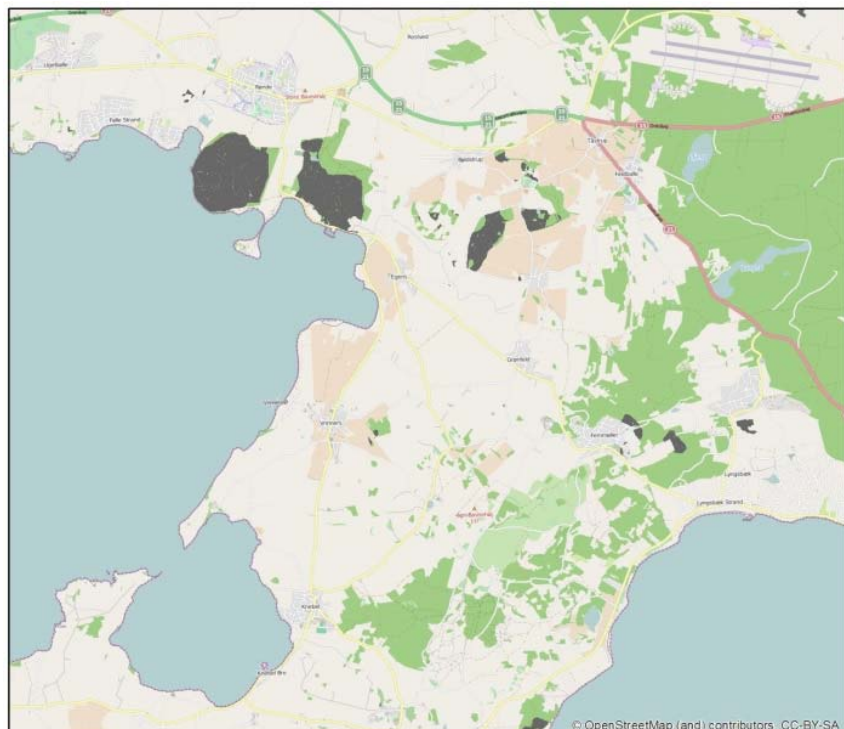
Figur 10. Eksempel på proxyen Kortlagt natur. Det pointgivende lag er vist med grå toning i kortet.



3.2.1.6 Skovkontinuitet

Indikatoren skovkontinuitet angiver, om et givet areal har været skov i minimum 200 år (figur 11). Til denne indikator har vi anvendt Videnskabernes Selskabs kort over hvor der var skov omkring skovminimum, typisk i 1780'erne. Dette kort er sammenlignet med et kort over nuværende skove fra FOT-datasættet (<http://download.kortforsyningen.dk/>). Skove som er med på begge kort og således potentielt kan have eksisteret i over 200 år, er udpeget som skove med lang kontinuitet og dermed medtaget i indikatoren for skovkontinuitet. At en skov er med på begge kort betyder ikke nødvendigvis, at den er over 200 år gammel, idet der kan være foretaget skovhugst i forskellig grad i mellemtiden, men der er en vis sandsynlighed for det.

Figur 11. Eksempel på proxyen Skovkontinuitet. Det pointgivende lag er vist med grå toning i kortet.



3.2.1.7 Skovstruktur

Proxyen skovstruktur angiver skovarealer med forøget sandsynlighed for lav grad af forstlig homogenisering (figur 12). Indikatoren er baseret på en kombination af data fra Devano skovkortlægningen og registreringer fra svampeatlasset. Denne proxy afspejler i høj grad manglen på gode kortlægningsdata om skovenes strukturer, idet der kun foreligger kortlægning af relativt få skove indenfor habitatområder, og registreringen af vedboende svampe er sporadisk.

Figur 12. Eksempel på proxyen Skovstruktur. Det pointgivende lag er vist med grå toning i kortet.



Skovkortlægningsdata giver, hvor de findes, rig information om forholdene på en lokalitet idet der både registreres vegetationslister samt data for skovstruktur, f.eks. forekomst af store træer, spættehuller m.m. Disse data indsamles dog kun i habitatområderne for udvalgte habitatnaturtyper og har således ikke en fuld national dækning. Derfor suppleres indikatoren med svampeatlasdata over forekomsten af poresvampe som indikator for forekomst af dødt ved. Dødt ved og poresvampe findes fortrinsvis i skove, men kan også findes på andre arealer som overdrev, skovbevoksede moser mv. Skovstrukturindikatoren anvendes i Biodiversitetskortet som en generel indikator, der både medtager skove med lav forstlig homogenisering samt lysåbne arealer med forekomst af dødt ved under nedbrydning.

Indikatoren angiver arealer der opfylder mindst ét af følgende kriterier:

1. Mindst 5 arter af vedplanter i en 15 m cirkel
2. Forekomst af mindst én art af poresvamp
3. Mindst 6 strukturpoint jf. nedenstående tabel 2.

Tabel 2. Strukturpoint fra Devano-kortlægning af habitatskove. Hule træer, træer med mos/lav bevoksning, dødt ved samt store træer, vurderet samlet fra *hele arealet* (ingen=<1/ha, få=<5/ha, mange=>5/ha).

	1-5/ha	>5/ha
Træer med spættehuller	1	2
Træer med større hulheder (end spættehuller)	2	4
Kraftig bevoksning m. laver/mosser (i >2m's højde):	1	2
Dødt stående træ (dbh > 25 cm, højde > 2 m)	2	4
Dødt liggende ved (> 25 cm i diameter, længde > 5m)	2	4
Store træer med diameter (DBH) >80cm (eg, bøg),	1	2
Store træer med diameter (DBH) >70cm (ask, elm, gran),	1	2
Store træer med diameter (DBH) >60cm (skovfyr)	1	2
Store træer med diameter (DBH) >40 cm (lind, bævreasp og andre arter)	1	2

3.2.1.8 Plantetal 1-3

Sammensætningen af plantearter på et areal er en god indikator for arealets driftshistorie og fysiske modificering (dræning og eutrofiering), fordi de forskellige planter er stedfaste og har forskellige økologiske præferencer. DCE har udviklet et system til vurdering af naturtilstand, som bl.a. tager udgangspunkt i forekomsten af planter, og som ligger til grund for vurdering af naturtilstand efter Miljømålsloven (Anon 2011). Det grundlæggende princip bag artstilstandsindikatoren er at hver planteart har fået tildelt en score fra -1 til 7 afhængigt af artens følsomhed overfor påvirkninger, der forringer naturtilstanden, hvor -1 gives til arter der indikerer dårlig naturtilstand, mens 7 gives til arter der indikerer god naturtilstand. Artsscorerne er baseret på ekspertvurdering af arternes følsomhed over for kendte trusler som eutrofiering, dræning og opdyrkning. Sagt helt firkantet scorer arter som næsten udelukkende forekommer på naturarealer med lang kontinuitet og uden dræning og gødskning højt, mens arter som tolererer eller ligefrem har fordel af gødskning, dræning og opdyrkning scorer lavt.

Når man beregner middelscoren for en planteliste, gennemsnittet af de forekommende arters scorer, kan man altså få en indikation på sandsynligheden for at det pågældende areal har en god naturtilstand.

Til biodiversitetskortet anvendes der tre delindikatorer (planteindikator 1, 2 og 3), der er baseret på en beregning af middelscoren for et areals plantearter, med scoreværdier fra DCE's tilstandsvurderingssystem.

Plantetal 1 udløses ved en middelscore $\geq 2,5$

Plantetal 2 udløses ved en middelscore $\geq 3,25$

Plantetal 3 udløses ved en middelscore $\geq 3,75$.

Områder med høj artsmiddelscore opnår således point for alle tre planteindikatorer (figur 13).

Til beregning af planteindikatorerne anvendes de enkelte arters scorer uden hensyntagen til hvilken naturtype de er fundet i. Der sker en differentiering mellem skov og de lysåbne naturtyper, fordi der er forskel på scoreværdierne for en række planterarter i skov og lysåben natur, men der foretages ikke en naturtypespecifik tilretning af scorerne, som det sker for enkelte arter i tilstandsvurderingssystemet (specifikke problemarter for visse habitattyper samt tilretning af scorerne for højmoser). Vi har valgt ikke at differentiere mellem naturtyper fordi planteindikatorerne for nogle registreringer bereg-

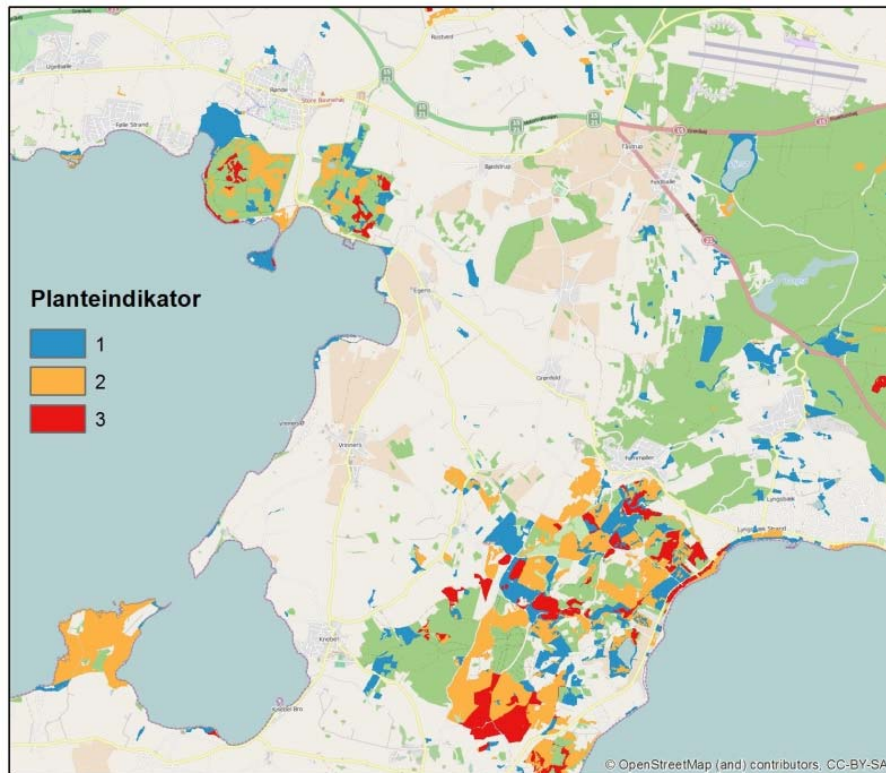
nes for samlede artslister fra en hel lokalitet (se nedenfor) mens tilstandsvurderingssystemet altid beregnes på artslister fra en 5m dokumentationscirkel med entydigt tilknyttet naturtype. Desuden kan der være usikkerhed på bestemmelse af naturtype for §3-besigtigelserne. Endelig skal planteindikatoren i biodiversitetskortet bruges til at sammenligne tilstand på tværs af alle naturtyper, mens tilstandsvurderingssystemet er beregnet til at vurdere bevaringstilstanden og variationen i denne indenfor habitatnaturtyperne.

Datagrundlaget er myndighedernes planteregistreringer i Naturdatabasen på Danmarks Miljøportal og dækker tidligere amtslige data, kommunale besigtigelser samt Devano kortlægningsdata fra 1999 og frem. For Devano kortlægningsdata er der kun anvendt data fra 2010 og frem, svarende til den nationale genkortlægning.

For registreringer, der er indsamlet med udlægning af et eller flere dokumentationsfelter svarende til den tekniske anvisning, er planteindikatoren baseret på middelscoren fra det dokumentationsfelt, der har opnået den højeste middelscore. På registreringer uden dokumentationsfelter er der anvendt middelscoren af alle arter fundet på lokaliteten. Middelscoren fra dokumentationsfelter er i de fleste tilfælde lig med eller højere end middelscoren for alle arter fundet på lokaliteten. Middelscoren for det højest scorende dokumentationsfelt tildeles lokalitetens polygon.

Nogle vegetationsundersøgelser er udelukkende angivet i Naturdatabasen via et punkt. Middelscoren overføres efterfølgende til det 'grundpolygon' i biodiversitetskortet som punktet falder indenfor – hvor polygonet repræsenterer et §3-område, en skov, en mark eller en markblok.

Figur 13. Eksempel på proxyen Planteindikator 1-3. De tre point-givende lag er vist med farveskala fra 1-3 point.



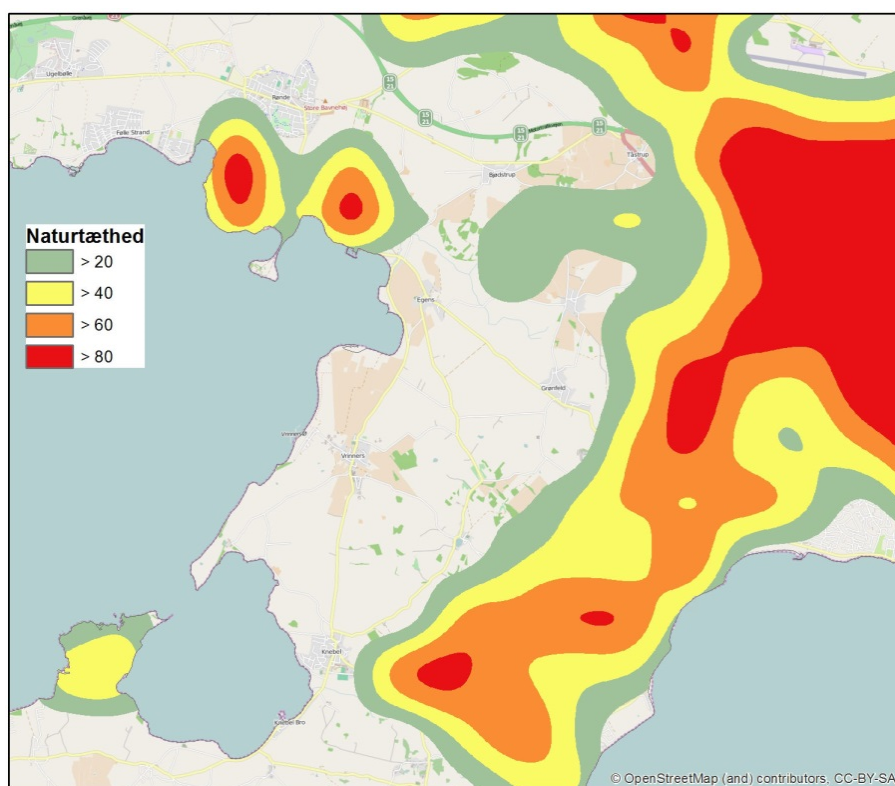
I tilfælde af helt eller delvist overlappende polygoner med artscores, pga. gentagne planteregistreringer i det samme område, er alle polygonerne lagt ovenpå hinanden med en prioriteringsrækkefølge, hvor

- en Devano registreringer overskrider kommunale besigtigelser
- en registrering overskrider registreringer fra tidligere år
- ved flere registreringer fra samme år, vælges registreringen med højeste middelscore.

3.2.1.9 Naturandel > 20-80%

Indikatoren naturandel angiver hvor meget natur, der findes i landskabet omkring et areal (figur 14). Det er baseret på et kort over alt natur, dvs. alle (også ikke §3) skove, vandløb, søer og §3 naturarealer. For alle celler i et landsdækkende kvadratnet på 1 x 1 km, er procentdelen af natur beregnet. Herefter er dette lag interpoleret (funktionen Spline i Arcgis 10.2.2, Weight = 0,5, number of points = 9) for at opnå et landsdækkende kort over naturandelen i landskabet. Slutteligt er kortet oversat til fire proxylag der tæller point ved naturandel på $\geq 20\%$, 40% , 60% og 80% . Når lagene bruges som proxy sættes værdien til 0 på intensive marker som det også sker for de andre landskabsproxyer. Figur 14 viser lagene inkl. de intensive marker.

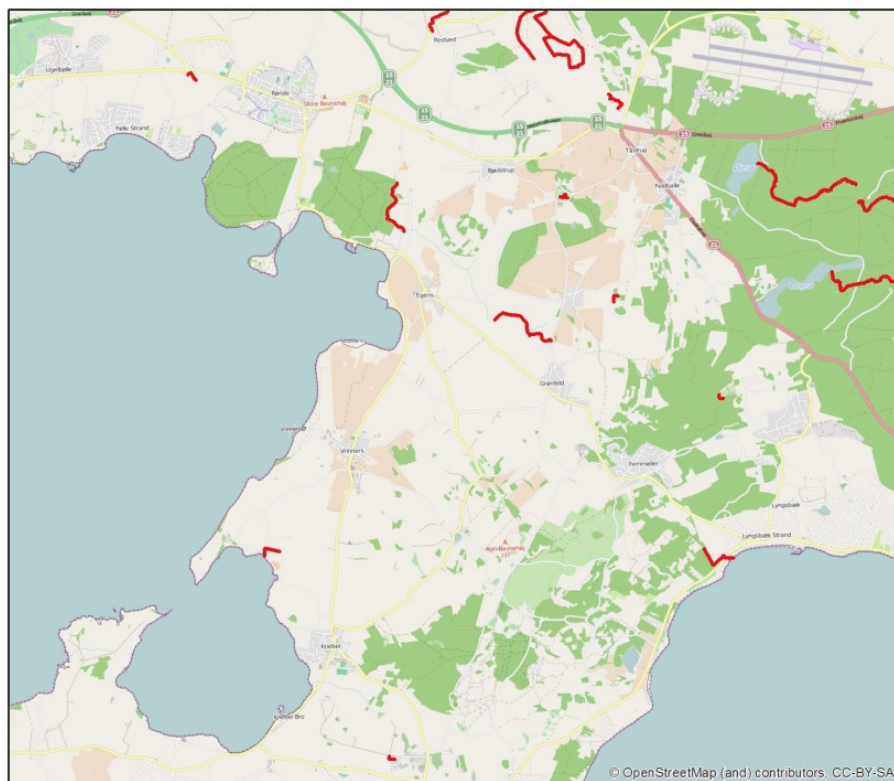
Figur 14. Eksempel på proxyen Naturandel 20-80%. De fire pointgivende lag er vist med farveskala fra 20-80%.



3.2.1.10 Slyngninger

Indikatoren slyngninger angiver, hvor der er vandløb med et naturligt mæanderende forløb eller slyngninger, der tilsvarende dette (figur 15). Slyngningsgraden betegnes sinuøsitet og beregnes som den reelle længde af en vandløbsstrækning delt med længden mellem strækningens to endepunkter i lige luftlinje. Alle vandløbsstrækninger med en sinuøsitet over 1,3 er medtaget i denne indikator. Det anvendte vandløbslag til denne indikator er det samme, som anvendes til vandplanerne, og det rummer nogle fejl, som er beskrevet nærmere i Friberg m. fl. (2013), bl.a. at nogle vandløb er indtegnede som værende lige, selvom de i virkeligheden mæanderer – og omvendt (en funktion af den anvendte kortmålestok). Det betyder selvfølgelig, at hvor der er fejl i vandløbskortet, vil der også være fejl i slyngningsindikatoren. Disse fejl er dog så relativt få, at det næppe har betydning i den sammenhæng indikatoren anvendes her.

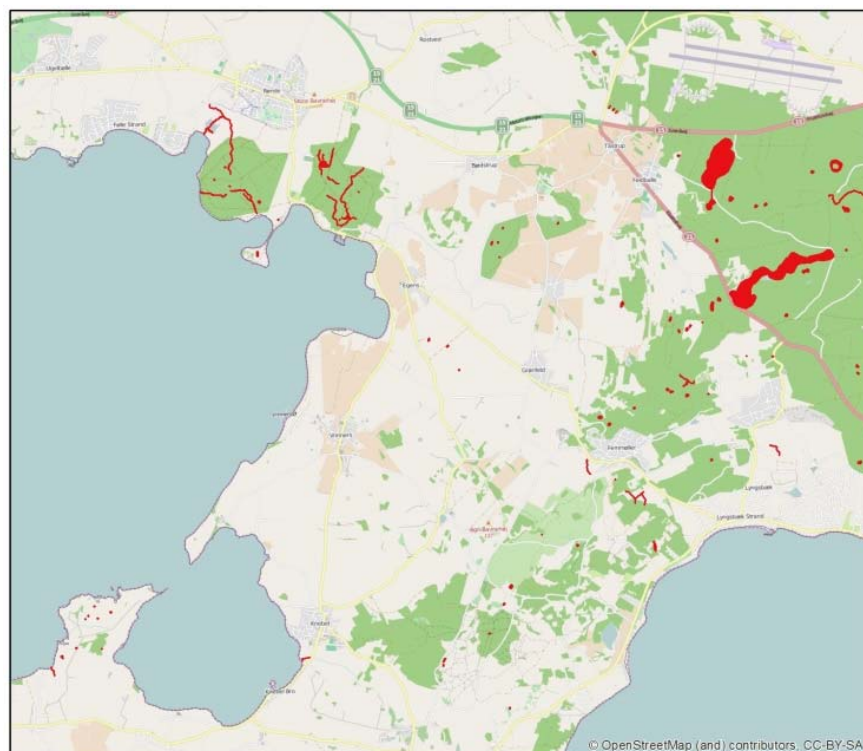
Figur 15. Eksempel på proxyen Slyngninger. Det pointgivende lag er vist med rødt i kortet.



3.2.1.11 Naturopland

Naturopland er defineret som vandløbsstrækninger hhv. søer hvor procentdelen af naturareal (dvs. §3 natur og skov) i en buffer på 50 hhv. 100 m. overstiger 90% (figur 16).

Figur 16. Eksempel på proxyen Naturopland. Det pointgivende lag er vist med rødt i kortet.

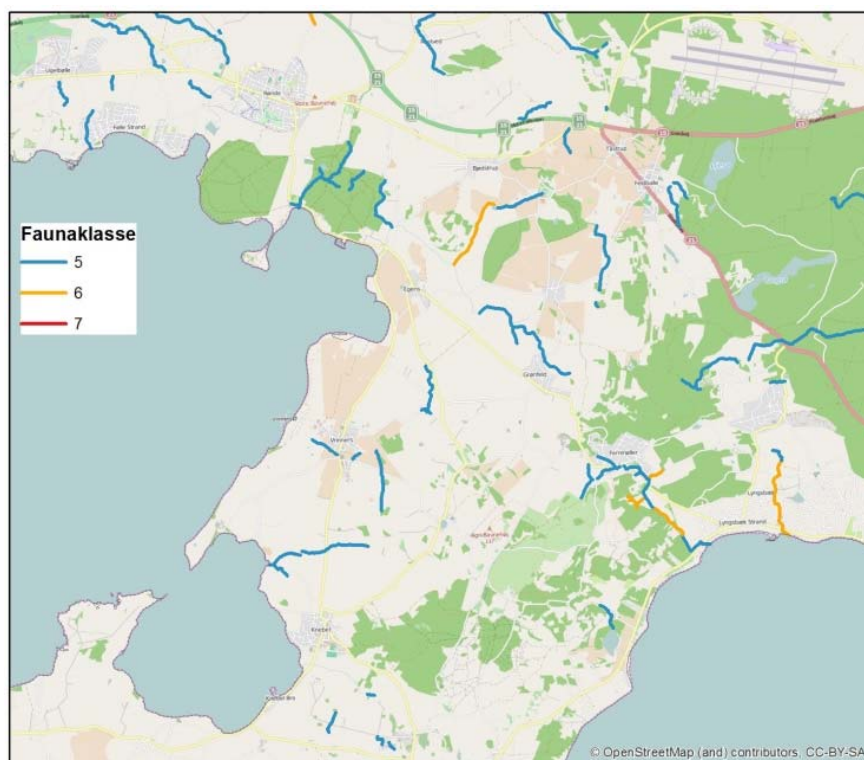


Et naturrigt opland til et vandløb eller en sø er blandt de bedste indikatorer for tilstanden af vandområdet, idet naturarealer beskytter vandområdet mod eutrofiering og giver bedre levesteder for arter som har en levevis som kombinerer ferskvand og terrestrisk natur.

3.2.1.12 Faunaklasse > 4-6

Indikatoren faunaklasse angiver, hvor der er vandløb med mindst god biologisk tilstand baseret på den iboende kendte fauna (Figur 17). Dansk vandløbsfaunaindeks (DVFI) angiver på en skala fra 1 til 7 hvor god en biologisk, der findes i en given vandløbsstrækning baseret på sammensætningen af invertebrater (smådyr) (Miljøstyrelsen 1998). Den dårligste tilstand betegnes faunaklasse 1, mens den bedste betegnes faunaklasse 7. Her har vi oprettet tre lag for faunaklasse >4, >5 og >6. Dvs. den anvendte indikator i dette projekt angiver, hvor der findes vandløb med DVFI faunaklasse 5, 6 eller 7.

Figur 17. Eksempel på proxyen Faunaklasse > 4-6. De tre point-givende lag er vist med farveskala fra 1-3 point (faunaklasse > 6 er dog ikke repræsenteret i dette kortudsnit).



4.3 Forekomstdata (Observationer, levesteder og levesteder)

I dette projekt har vi foruden kvadratnetdata anvendt data, der beskriver rødlistede arters (kategorierne RE, CR, EN, VU og NT) naturligt afgrænsede levesteder og -områder. En temmelig stor del af data om arters udbredelse i Danmark findes (1) på punktform og med temmelig unøjagtig stedangivelse eller i eksperters private optegnelser, mens en mindre (men dog voksende) mængde udbredelsesdata for rødlistede arter findes (2) frit tilgængeligt og med høj præcision. Derfor har vi håndteret forekomstdata på to forskellige måder. For de unøjagtige data har vi udvalgt et antal artsgrupper som repræsenterer den danske biodiversitet bredt, og bedt en række eksperter om hjælp til at geolokalisere disse data, så deres kvalitet og nøjagtighed bliver forbedret drastisk. Disse eksperter har baseret deres geolokaliseringer på al tilgængelig data om de pågældende arter. De udvalgte artsgrupper er: Sommerfugle, fugle, karplanter, torbister, træbukke, svirreflugter, fisk og en enkelt art af pattedyr; odder. For de nøjagtige data (typisk med en unøjagtighed på højst 50 meter, for Atlas Flora Danica; 100 meter) har vi for alle

rødlistede arter (ikke kun udvalgte artsgrupper) anvendt en automatiseret metode til at udpege arters levesteder baseret på data fra de seneste 10 år og udelukkende data som er kvalitetssikret fra kilden. Begge metoder er beskrevet i det nedenstående. Slutproduktet er et kort over rødlistede arters levesteder med tre usikkerhedsangivelser (sikre steder, sandsynlige steder og usikre steder), samt et kort over rødlistede arters overordnede leveområder. Levesteder er velafgrænsede og rummer kun egnede habitater, mens leveområder er større ikke så velafgrænsede arealer med mange levesteder, som også kan rumme uegnede habitater.

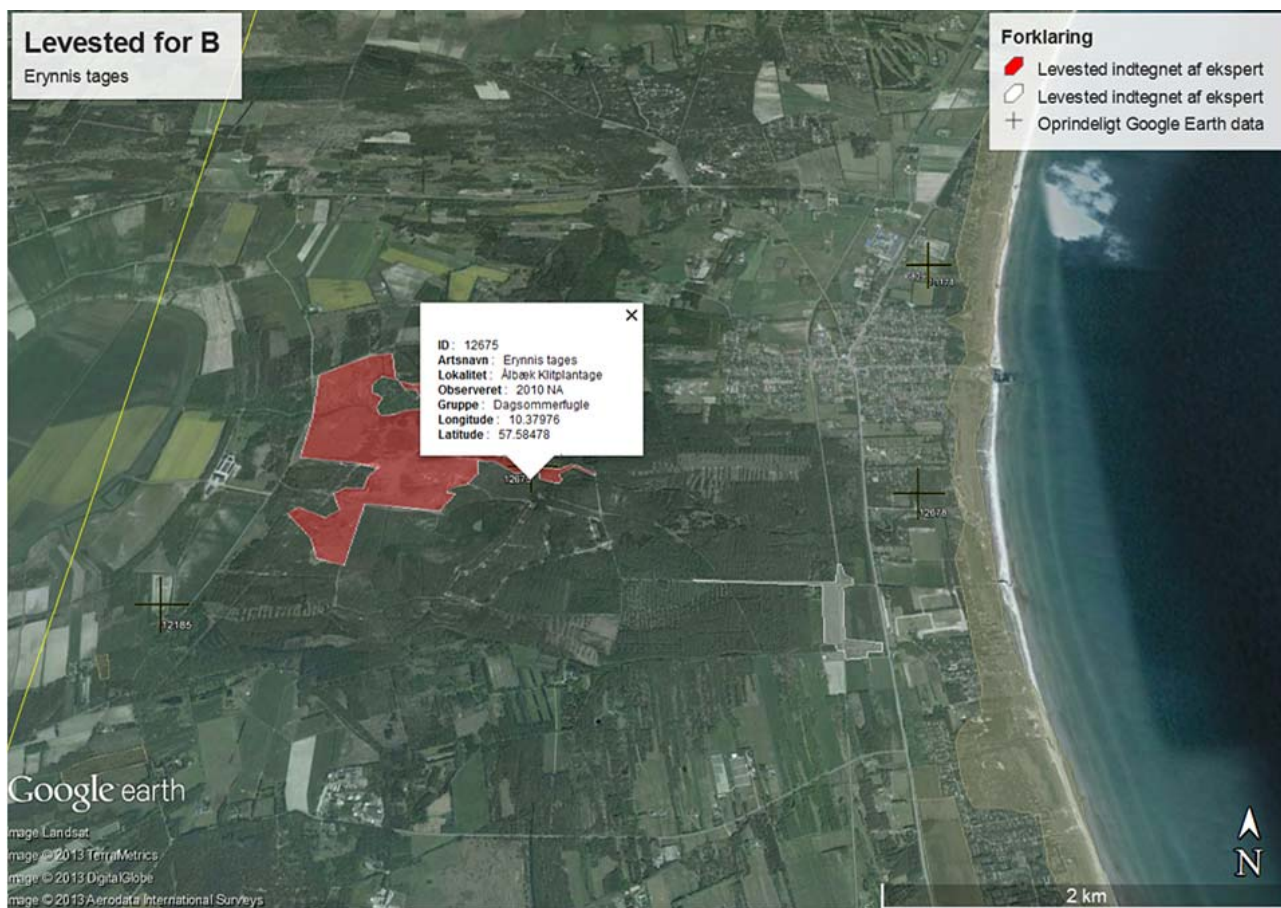
4.3.1 Geolokalisering af unøjagtige data

Grunden til at konkrete artsfund i eksisterende databaser (Naturbasen, DOFbasen m.fl.) i mange tilfælde er rumligt upræcise, er primært at de typisk er knyttet til et upræcist punkt (fx midtpunktet i et større naturområde som en skov). Sådanne data kan være nyttige til at beskrive arternes nationale udbredelse i et kvadratnet, men de kan ikke uden videre bruges til at vurdere og prioritere konkrete naturområders beskyttelses- og forvaltningsbehov, fordi der mangler en geografisk kobling af fundene til arternes reelle levesteder.

Formålet med geolokalisering af usikre fund af rødlistede arter er derfor at præcisere, hvor disse organismer lever, ved at afgrænse hvor deres levesteder er på et kort. I praksis er geolokalisering af rødlistede arter i dette arbejde foregået ved, at en række eksperter har gennemgået usikre fund fra én eller flere databaser, og for hvert af disse fund har taget stilling til om artsidentiteten af fundet er troværdig, og dernæst om forekomsten stadig er aktuel eller om arten vurderes at være forsvundet fra det pågældende sted. I de tilfælde hvor det er anset sandsynligt, at arten endnu findes på lokaliteten, har eksperterne præciseret artens levested så vidt muligt geografisk ved indtegnning af et eller flere punkter (i tilfælde af enkeltindivider eller en meget lille samling af individer på få kvadratmeter) eller polygoner på et kort. Ved levested forstås her typisk det sted, hvor arten yngler eller gennemfører den kritiske del af sin livscyklus. For dyrearter med forvandling vil det ofte være det sted hvor larvestadiet gennemleves, men kan eventuelt også være føderessourcer for voksne dyr. Desuden er den rumlige usikkerhed af hvert levested blevet angivet. Usikkerhed kan både skyldes, at der er tvivl om levestedets geografiske placering, eller der er tvivl om artens fortsatte forekomst. Der anvendes tre kategorier til angivelse af usikkerhed: (A) helt sikkert stedfæstede levesteder, (B) sandsynlige levesteder og (C) usikre men sandsynlige levesteder. På figur 18 ses et eksempel på, hvordan oprindelige upræcise data for en sommerfugleart er geolokaliseret til specifikke levesteder af den relevante artsgruppeekspert.

I tilfælde hvor det ikke har været muligt at knytte fundet til en konkret lokalitet, har eksperterne i stedet kunnet knytte fundet til et større geografisk leveområde, indenfor hvilket arten forekommer. Dette har især vist sig at være relevant for arter, som er lokalt almindelige og udnytter et ukendt netværk af egnede levesteder (fx arter der forekommer med en metapopulationsstruktur), og hvor det ikke er praktisk muligt at knytte konkrete fund af arten til specifikke snævert afgrænsede områder.

De af eksperterne indtegnede levesteder og -områder afspejler de enkelte arters nutidige udbredelsesstatus, og disse data er således fuldstændig aktuelle. For padderne er det i visse tilfælde kun de vandhuller de er tilknyttede der er indtegnet.



Figur 18. Eksempel på en artsgruppeeksperts omsætning af oprindeligt fire uafhængige præcise fundangivelser af Gråbåndet bredpande (*Erynnis tages*), en relativt mobil art (sorte krydser) til én levestedspolygon (rød polygon), der altså er blevet bedømt til at være artens sandsynlige (præcisionsklasse B) virkelige levested.

Geolokaliseringen er i praksis foregået i Google Earth, fordi dette program er frit tilgængeligt, indeholder fleksible og enkle funktioner til stedsangivelse og giver mulighed for efterfølgende konvertering af data til eksisterende GIS-platformer.

Efter endt geolokalisering er *levesteder* og *leveområder* overført til grundpolygoner i GIS vha. et såkaldt spatial select (vælger de grundpolygoner der berører et levested, intersect). Fordi nogle af levestederne overlapper med intensivt dyrkede marker (formentlig pga. lidt grov indtegnning af nogle af eksperterne, og især for nogle af de relativt mobile arter), skæres disse samt en 10 m buffer (dog fraregnet vandløb og søer) ud af levestederne. Resultatet af metoden er skitseret i figur 19.

Ved denne tildeling af levesteder og leveområder til grundpolygoner kan det ikke undgås, at terrestriske arter ind imellem er blevet tildelt til akvatiske grundpolygoner (vandløb og søer), hvis deres indtegnede levested/område blot har et lille overlap med en sådan grundpolygon. Det ville man principielt godt kunne korrigere for, men med den datamængde der indgår her, ville det kræve så stor en manuel indsats fuldstændig at undgå det, at det reelt ikke har været muligt. Denne problematik gør sig især gældende for mobile arter, der kan passere over vandflader. Vi har skønnet, at dette oftest vil afspejle disse arters virkelighed og derfor ikke udgør et egentligt problem.

Figur 19. Eksempel på hvordan et geolokaliseret levested (rød skravering) først er beskåret med intensive marker + 10 m buffer og dernæst overført til de grundpolygoner som levestedet overlapper med. Herved opstår de lilla polygoner, der tæller som artens levested. De cremefarvede polygoner er øvrige grundpolygoner og de ufarvede, urbane arealer er ikke medtaget i kortet.



4.3.2 Præcise fund

Et betragteligt antal rødlistefund er angivet med ganske høj præcision (op til 0 100 m usikkerhed, men i de fleste tilfælde kun nogle få meter). I indeværende projekt har vi medtaget observationer fra 2004 og frem fra Fugle og Natur (Naturbasen 2014), Naturdatabasen, Danmarks Svampeatlas, Atlas Flora Danica, og i særlige tilfælde fra eksperter. Vi har opfattet præcise fund af rødlistede arter som hørende til de grundpolygoner, som fundet er gjort i, og disse grundpolygoner bliver således udpeget som sikkert (A) levested for arten. Dog er der anvendt særlige principper, når observationer falder indenfor ekspertindtegnede levesteder eller leveområder (se ovenfor): Falder en observation indenfor et levested for den pågældende art, betragtes det som en bekræftelse af levestedet, og levesteder med usikkerhederne B og C, bliver således opgraderet til sikre (A) levesteder i et rumligt omfang, der svarer til den grundpolygon observationen falder i. Falder en observation udenfor et leveområde for den pågældende art udgår observationen idet en ekspert tidligere har vurderet, at området ikke kan betragtes som egentligt levested. For arter der både yngler og fouragerer i ferskvand, er fund overført til nærmeste ferskvands-grundpolygon. I tilfælde hvor den pågældende art kun lever i vandløb er nærmeste vandløbs-grundpolygon anvendt. Tilsvarende fremgangsmåde er blevet anvendt for arter, der kun lever i søer. Fordi punkter på denne måde næsten altid overføres til relativt små polygoner og dermed levesteder, er metoden forholdsvis konservativ. Det kan dog ikke helt udelukkes at fund med mindre god geografisk præcision på denne måde er blevet tildelt

til en forkert grundpolygon. Det vil i praksis ske sjældent, fordi de anvendte fund generelt er meget præcise i forhold til polygonernes størrelse.

Figur 20. Eksempel på overførsel af præcise fundsteder til en grundpolygon. I eksemplet overføres fem fund af svampe (røde prikker) direkte til de skovgrundpolygoner, hvori de er fundet (lysegrønne polygoner). Disse levesteder er angivet med præcisionsklasse A (helt sikkert stedfæstede levesteder).



Figur 21. Eksempel på relokalisering af et findested. Eksemplet viser at selvom et fund tilsyneladende er præcist geolokaliseret, skal der ikke meget slør til før det rammer ved siden af det virkelige levested. Her ses hvordan en fundangivelse af en akvatisk art fra et areal, der faktisk er intensivt dyrket ager (blå prik), overføres til nærmeste ferskvandsgrundpolygon. I det viste eksempel overføres vandplantefundet til nærmeste ferskvand, et §3-vandhul 50 m væk (lysegrøn polygon). Dette levested er angivet med præcision A (sikkert levested).



4.3.3 Det samlede datagrundlag for levesteder og leveområder

I nærværende projekt indgår i alt 24.758 polygoner med levesteder og leveområder for 1043 rødlistede arter (kategorierne RE, CR, EN, VU og NT). Data stammer fra Danmarks Miljøportal (NOVANA, DEVANO), svampeatlas, Naturbasen, DOFbasen, Atlas Flora Danica, samt en række eksperter med indgående kendskab til levesteder for rødlistede arter (Se tabel 3).

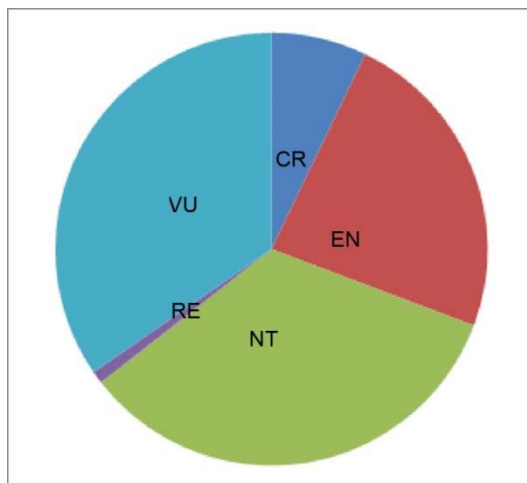
Tabel 3. Oversigt over hvilke eksperter, der har geolokaliseret fund, som indgår i de samlede data over levesteder og leveområder.

Artsgruppe	Ekspert
Dagsommerfugle	Flemming Helsing Nielsen
Natsommerfugle	Flemming Helsing Nielsen
Træbukke	Ole Mehl
Svirrefluer	Rune Bygebjerg
Torbister	Palle Jørum
Padder	Kåre Fog
Fugle	Karsten Laursen, Lykke Pedersen, Anders Tøttrup m.fl.
Karplanter	Peter Wind
Ferskvandsarter	Peter Wiberg-Larsen
Odder	Morten Elmeros

Tabel 4. Oversigt over arealfordelingen (km²) af de levestedspolygoner, der indgår i datagrundlaget. Bemærk, at arealerne er overlappende idet et areal f.eks. godt kan rumme både NT og CR arter samtidigt.

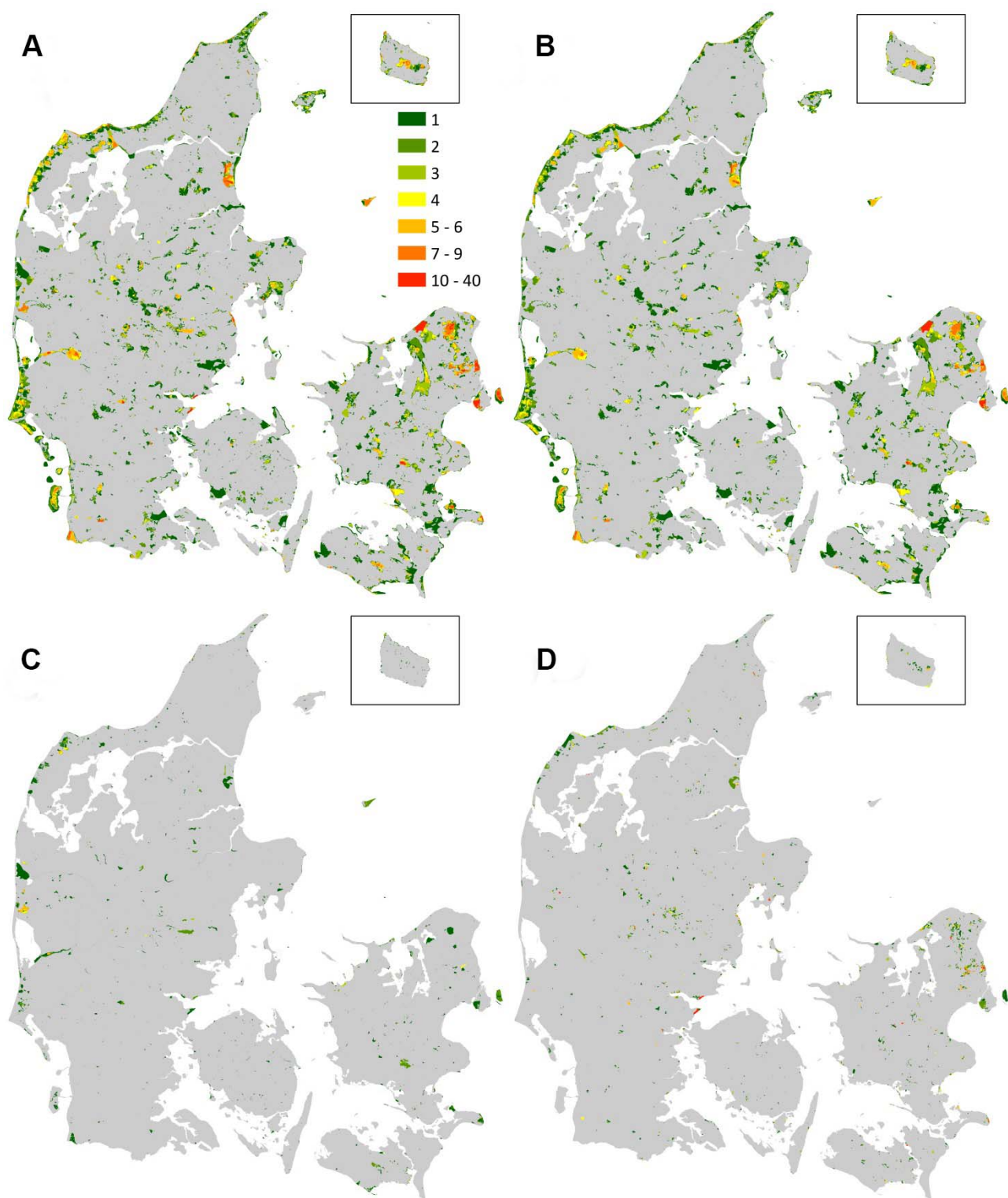
	Præcision	RE	CR	EN	VU	NT
Entydig stedfæstelse	A	58	506	1618	2929	2645
Sandsynlig stedfæstelse	B	147	94	654	1119	903
Usikker stedfæstelse	C		25	244	345	57

Figur 22. Fordelingen af de arter, der indgår i datagrundlaget, på rødlistekategorier. Forkortelserne for rødlistekategorier er forklaret i afsnit 2. Koncept og metode.



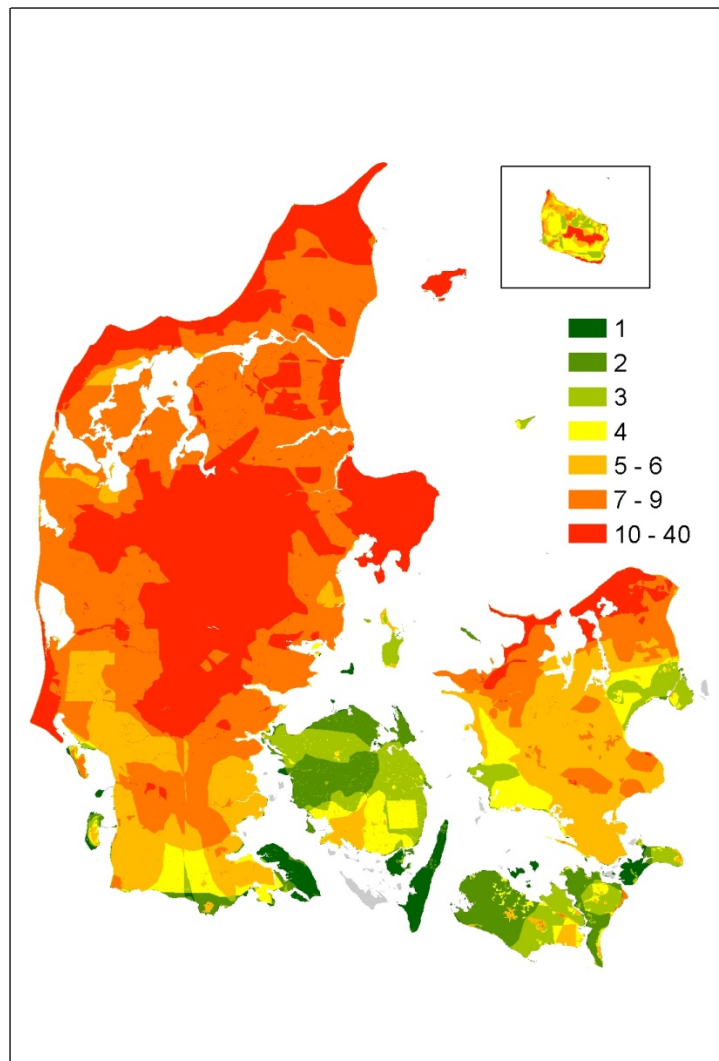
Tabel 5. Oversigt over hvordan antallet af naturnetværkets levesteds- og leveområdepolygoner indenfor hver artsgruppe fordeler sig på stedfæstelsessikkerheder og rødlistekategorier. Bemærk at arealet af hvert polygon varierer, så man kan ikke tage ovenstående tal som en indikation på den arealmæssige fordeling. Forkortelserne for rødlistekategorier er forklaret i kapitel 2.2.

	Levesteder (A, B, C)																								Total
	Entydigt sted (A)										Sandsynligt sted (B)					Usikkert sted (C)				Leveområder (O)					
	Observationer					Geolokalisering					Geolokalisering					Geolokalisering				Geolokalisering					
	RE	CR	EN	VU	NT	RE	CR	EN	VU	NT	RE	CR	EN	VU	NT	CR	EN	VU	NT	RE	CR	EN	VU	NT	
Fisk		652		436																					1088
Fugle	9	28	6	62	54	36	223	457	533	691	69	49	283	304	531					2		17	49	99	3502
Karplanter	54	112	369	1209	1748		1	31	151			7	59	254		33	87	73							4189
Padder					337					49					37				30						453
Pattedyr			31	101	1																		1		134
Sommerfugle	3	98	548	333	361		115	747	454	355	2	44	747	586	294	49	536	369	135		57	228	283	335	6679
Andre invertebrater	14	23	58	140	247		7	116	514	532		5	135	761	232	4	49	292	20			7	9		3165
Svampe	41	261	1328	1657	2261																				5548
Total	121	1174	2340	3938	5009	36	346	1352	1652	1627	71	105	1224	1905	1094	86	672	734	185	2	57	252	342	434	24758



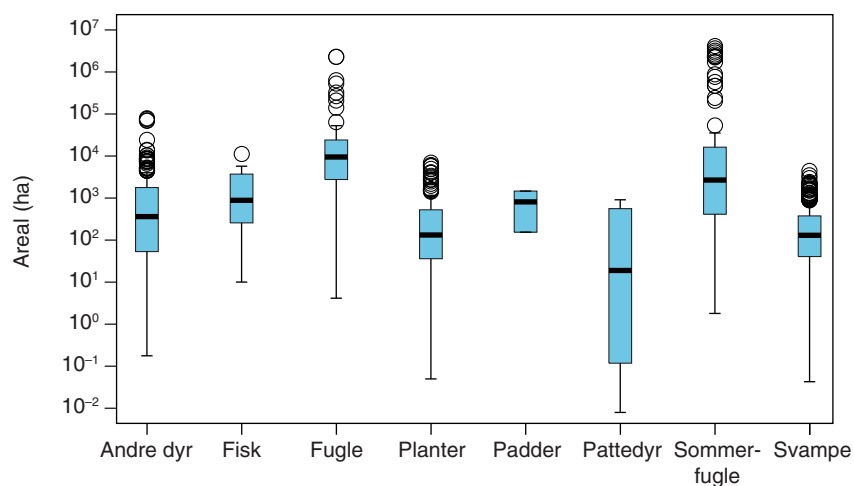
Figur 23. Levesteder for hhv alle arter der indgår i datagrundlaget (A), dyr (B), planter (C) og svampe (D). Både entydige, sandsynlige og usikre levesteder vises. Leveområder vises ikke. Farverne angiver antallet af arter.

Figur 24. Antallet (stigende fra grøn til rød) af leveområder for rødlistede arter (alle artsgrupper) i Danmark.



Ved sammenligning af de tre kort over det samlede areal af levesteder for dyr, svampe og planter separat, træder nogle iøjnefaldende forskelle frem (figur 23). De rødlistede dyrearter er generelt i artsgruppeeksperternes arbejde blevet tillagt langt større levestedspolygoner end svampene og planterne. Dertil kommer de store leveområder som også er tillagt dyrene (figur 24). Det er især sommerfugle og fugle der er blevet tillagt store levestedspolygoner og leveområdepolygoner og især planter, svampe og pattedyr, der er blevet tillagt små levestedspolygoner (Figur 25). Disse markante forskelle artsgrupperne imellem bunder sandsynligvis hovedsagelig i organismernes forskellige levevis, mobilitet og dermed i deres måde at bruge landskabet på. En del af forklaringen kan naturligvis også henføres til, at det hos planter og svampe er de fastsiddende voksenstadier der registreres, men formerings- og spredningsstadierne i form af relativt kortlivede frø og sporer ikke registreres. Heroverfor står fx sommerfuglene, hvis meget stedfaste larvestadie ikke eller sjældent registreres, mens det relativt kortlivede formerings- og spredningsstadie i form af voksne individer er det synlige og registrerbare. Både fugle og sommerfugle er generelt relativt mobile organismer i forhold til planter og svampe. Denne forskel relaterer sig primært til måden hvorpå disse dyr fouragerer og inden for en fast bestand har præcise ynglesteder, der skifter fra år til år indenfor levestedet. Forskellen organisme-grupperne imellem er sandsynligvis mindre eller ikke-eksisterende, når det kommer til potentialet for at spredes væk fra etablerede bestande og grundlægge nye bestande i egnet, ikke-beboet habitat.

Figur 25. Størrelsen af levestedspolygoner for de artsgrupper af rødlistede dyr, planter og svampe som vi har viden om i projektet. Levestedspolygonernes areal er angivet i ha på en logaritmisk skala som går fra 0,01 ha til 1 million ha. Den fede vandrette streg markerer medianværdien, boksen angiver nedre og øvre kvartil, mens de smalle tværstreger angiver minimum og maksimum, dog sådan at ekstreme værdier vises separat som cirkelsymboler.



4.3.4 Pålideligheden af artsdata

Selvom vi har anvendt kvalitetssikrede data fra generelt pålidelige kilder, vil der uundgåeligt være fejl i de geografiske angivelser af arternes levesteder. Fejlene kan være opstået som følge af fejlbestemmelse, fejlindtastning, fejltolkning eller at data er faldet for forældelsesfristen på 10 år. Der kan derfor være angivelser af arter som er forkerte og der kan være kendte forekomster af arter som ikke er med i vores datagrundlag. Det har ikke været en del af dette projekt at foretage en yderligere kvalitetssikring af allerede kvalitetssikrede data, men geolokaliseringen som beskrevet ovenfor har for en række artsgrupper indeholdt en sådan ekspertbaseret vurdering af kendte fund.

5 Analyser og prioritering

5.1 Grundprincipper

Et helt overordnet formål med en arealprioritering i forhold til bevarelse af biodiversitet er at sikre den bedst mulige samlede indsats inden for de forhåndenværende arealmæssige og økonomiske ressourcer. Som nævnt benytter vi her to tilgange: En overordnet prioritering af et netværk på national skala og en prioritering af konkrete arealer baseret på lokal information. Den nationale prioritering tager udgangspunkt i nationale målsætninger og udpeger de overordnede områder, der samlet set dækker biodiversiteten bedst og som huser enestående arter, der ikke findes andre steder. Prioriteringen på lokalitetsniveau kan sikre, at indsatsen lægges på de konkrete arealer, hvor den giver størst udbytte, dvs. hvor der lever eller formodes at kunne leve rødlistede arter. Den kan derfor med stor fordel understøtte af en national prioritering. Den kan dog også anvendes selvstændigt til prioritering af arealer både lokalt og landsdækkende, eventuelt som supplement til en national prioritering.

I den nationale prioritering vælger vi at tage udgangspunkt i de truede arter alene, dvs. rødlistekategorierne CR, EN, VU og RE. Dette er en prioritering i sig selv, som afspejler at man særligt på national skala bør fokusere indsatsen, hvor der er størst behov, dvs. på den del af biodiversiteten, som rent faktisk vurderes som truet. Desuden er artsdata for disse arter tilstrækkelige til at gennemføre analyser på den benyttede rumlige skala på 10×10 km.

I den lokalt baserede prioritering tages udgangspunkt i alle rødliste arter dvs. også de næsten truede NT-arter. Dette giver to fordele. Først og fremmest, at vi inddrager alle tilgængelige data, som kan belyse sandsynligheden for at en given lokalitet er levested ikke blot for truede arter, men også for andre sjældne og potentielt hensynskrævende arter. I den sammenhæng kan de næsten truede arter både betragtes som indikatorer og som bevaringsværdige i sig selv. Desuden forøger det datagrundlaget for en prioritering på den benyttede og langt finere geografisk skala, hvor der i de enkelte analytiske enheder er registreret meget færre arter.

5.2 National prioritering - kvadratnetdata

5.2.1 Principper og metoder

Dele af det beskrevne datasæt er tidligere anvendt til nationale analyser af biodiversitet i Danmark bl.a. effektiviteten af den hidtidige naturindsats (Lund & Rahbek 2000), udpegning af nationalparker (Petersen m.fl. 2005) samt omfang og omkostninger ved en samlet national indsats (Petersen m.fl. 2012). Data har imidlertid ikke været brugt til prioritering af specifikke arealer i en konkret forvaltningsmæssig sammenhæng. Siden de nævnte analyser er sket store og vigtige tilføjelser til datasættet, så det nu omfatter et stort antal arter inden for hver af de vigtige hovedgrupper insekter, hvirveldyr (fugle, pattedyr mv.), karplanter og svampe. Samlet set vurderes data i høj grad at afspejle biodiversitetens faktiske fordeling ud over landet, uden for kraftig skævvridning i forhold til f.eks. indsamlingsindsatsen og forekomsten af sjældne hhv. almindelige arter. Derfor vurderes det også, at datasættet nu er stærkt nok til at kunne indgå direkte i en prioritering af den nationale naturindsats. I det følgende beskrives og anbefales principper for en sådan prioritering, og senere i rapporten konkrete arealbaserede prioriteringsanalyser.

Udgangspunktet for arealanalyserne er en netværkstankegang, forstået på den måde, at prioriteringen af områder med henblik på bevarelse af biodiversitet sker på baggrund af, hvor effektive disse er som samlet netværk. Effektivitet skal her forstås som netværkets evne til at opfylde en given overordnet målsætning. Man kan udvælge (prioritere) områder ud fra forskellige metoder. På nationalt niveau sker udvælgelsen her ud fra et princip om komplementaritet mhp. at udvælge områder til et landsdækkende netværk. Derved fokuseres på områders forskelligheder mht. biologisk mangfoldighed (beta-diversitet) og på i hvor høj grad områder supplerer hinanden. For en given geografisk skala (i vores tilfælde 10×10 km) opnår man herved 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. 1998; Csuti m.fl. 1997; Reyers m.fl. 2000; Williams m.fl. 2000a) og gælder på vidt forskellige geografiske skalaer. Det er bl.a. vist, at en systematisk national udpegning af de artsrigeste områder (alfa-diversitet, hotspots of richness) typisk giver en dårligere dækning af den samlede biodiversitet, inden for et givet samlet areal (Burgess m.fl. 2002; Moilanen m.fl. 2009). Analyser af kvadratnet-data viser, at det også gælder i Danmark (egne analyser, ikke vist). Årsagen er, at de artsrigeste områder til sammen godt nok dækker mange arter, men typisk med en bias mod de mere vidt udbredte arter, der dækkes mange gange, mens en række sjældne arter ikke repræsenteres, fordi de er knyttet til habitater, der er naturligt artsfattige.

Man kan opstille to principielt forskellige målsætninger for prioriteringsanalyser baseret på komplementaritet:

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

Figur 5 i databeskrivelsen ovenfor besvarer det første spørgsmål for det aktuelle datasæt, men i prioriteringsanalyserne nedenfor opstilles målsætninger svarende til det andet spørgsmål og der optimeres i forhold til naturareal i kvadraterne i stedet for antal kvadrater, hvor naturarealer er defineret bredt, men operationelt. Kvadraterne (eller reelt natur-arealerne i disse) udgør det direkte udgangspunkt for analyserne. Dette har også været fremgangsmåden i de førnævnte tidligere prioriteringsanalyser af danske forhold.

For en given målsætning, findes en matematisk optimal løsning. Denne løsning kan findes ved at undersøge alle mulige kombinationer af kvadratnetets 633 kvadrater. Her benyttes imidlertid en mere hensigtsmæssig heuristisk fremgangsmåde, som udpeger netværk af områder ud fra en "sjældenheds-algoritme". Simplificeret vil det sige, at man først udvælger kvadraterne med de sjældneste arter (arter, der kun findes i ét kvadrat). Dernæst vælges det kvadrat, som – i forhold til areal – bidrager med flest ikke-repræsenterede arter blandt de næst-sjældneste arter (dvs. dem der kun findes i to områder) og så fremdeles. Denne procedure fortsættes indtil målsætningen er opfyldt, f.eks. at der er udpeget et bestemt samlet areal. Analyserne udføres med softwaren WORLDMAP (Williams 1999), som er udviklet med det specifikke formål at udføre denne type analyser og som har vundet vid udbredelse internationalt. Mere udførlig beskrivelse og diskussion af principper og metoder for arealprioritering findes i Petersen m.fl. 2005 og Petersen m.fl. 2012.

De beskrevne analyser kræver information om naturarealet i de enkelte kvadrater. Mht. åbne naturtyper benyttes data fra Petersen m.fl. 2012, hvor en beskrivelse af opgørelserne kan findes. Skovarealet er beregnet direkte ud fra FOTdanmarks digitale kortværk (2013). Fordelingen imellem løv- og nåleskov er estimeret på basis af seneste kommunale skovstatistik fra (Danmarks Statistik, "Skov 1" fra 2000), men dog justeret i forhold nyere data 2008-2012 fra den danske skovstatistik, NFI (Johannsen, 2013a).

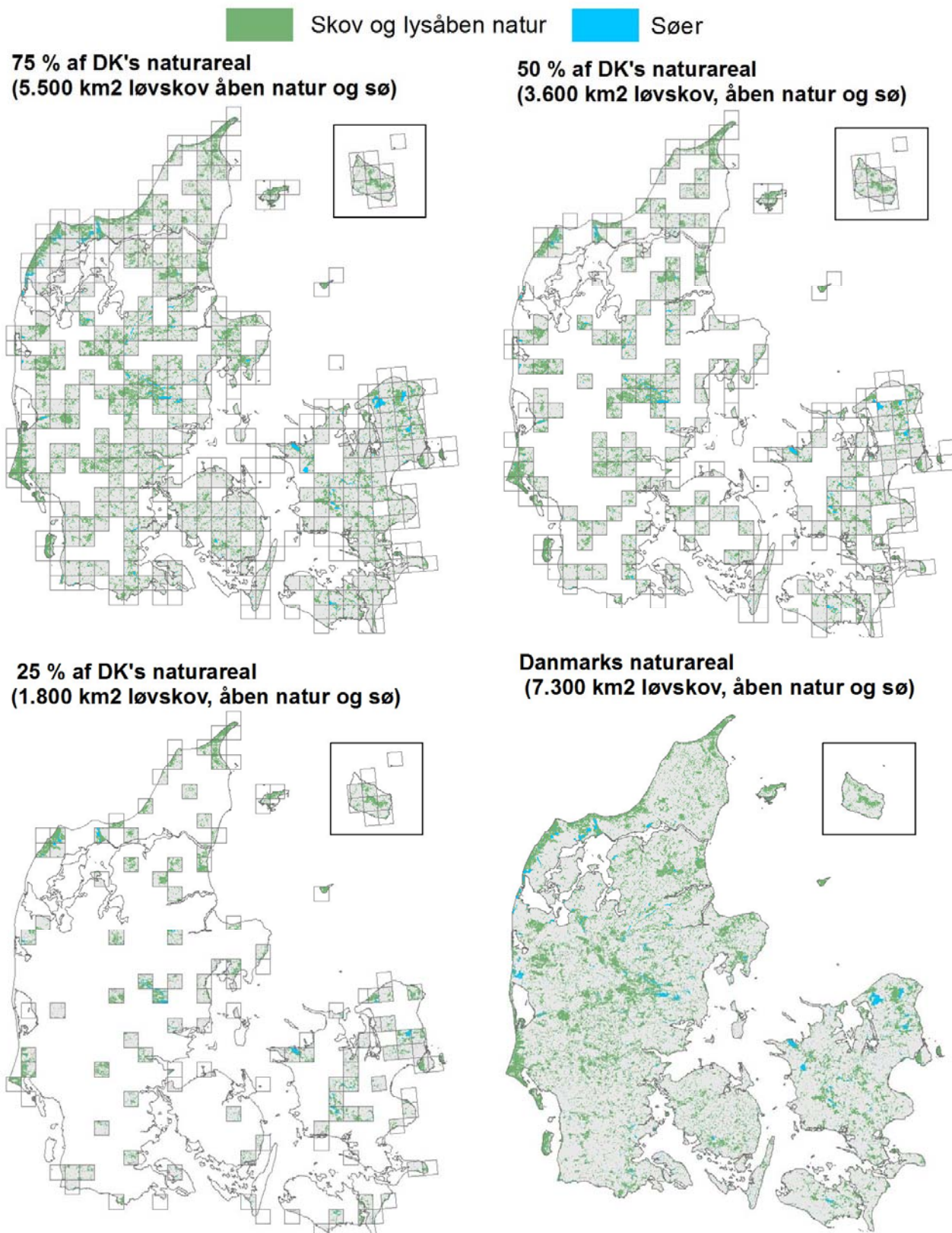
5.2.2 Prioritering af arealer

I det følgende antages det, at en prioritering på national skala af arealer med henblik på bevarelse af biodiversiteten tager udgangspunkt i Danmarks samlede naturareal, men kun skal omfatte en del af dette, så der samtidig efterlades et råderum til lokal prioritering. Med dette som udgangspunkt vil vi forsøge at besvare følgende spørgsmål: Hvilke områder i Danmark giver den bedste dækning af den truede biodiversitet inden for arealer svarende til hhv. 75%, 50% og 25% af det eksisterende naturareal? Det gøres analytisk, med udgangspunkt i kvadratnet-data for udbredelsen af de 537 truede arter (Rødlistekategorier RE, CR, EN og VU) og ud fra komplementaritetsprincippet. I analysen maksimeres dækningen af den samlede artspulje inden for et givet samlet areal. Dette kræver information om, hvor stor et areal, hver enkelt kvadrat bidrager med til et givet naturnetværk. Vi estimerer dette som det samlede areal af løvskov og lysåbne naturtyper (inkl. søer) i hvert enkelt kvadrat. Det gør vi under antagelse af at langt de fleste truede arter vil være knyttet til disse arealtyper, men vel vidende at det areal, der identificeres på denne måde, i mange tilfælde ikke er et sandsynligt levested for truede arter (f.eks. kulturenge omfattet af Naturbeskyttelseslovens §3 og plantageløvskov). Omvendt vil der også i mindre omfang være behov for i tiltag i agerland og nåleskov. Dels vil nye naturarealer typisk skulle hentes her, og dels knytter der sig nogle steder en unik biodiversitet også til nåleskoven. Vi antager, at disse to forhold går op mod hinanden, f.eks. ved at der i praksis udpeges mindre løvskov, men til gengæld udpeges nåleskov og agerland til naturformål. Det samlede areal af løvskov og åben natur udgør i de beskrevne opgørelser 7.300 km². De analytiske målsætninger bliver da følgende:

- Hvilke kvadrater repræsenterer til sammen flest mulige truede arter flest mulige gange, indenfor (natur-)arealer på hhv. 5.500 km², 3.600 km² og 1.800 km²?

Resultaterne af disse scenarier fremgår af figur 26, og giver et indtryk af den meget store spredning på disse scenarier. En opgørelse af repræsentationen af arter i disse scenarier viser, at 50%-scenariet sikrer, at alle arter er repræsenteret mindst fire gange. Det er samtidig den mindste af udpegningerne, som sikrer repræsentation af alle arter mindst tre gange, hvilket tidligere har været brugt som et minimumsscenario i forhold til at sikre en troværdig beskyttelse af arterne (DØRS 2012, Petersen m.fl. 2012). Da det samtidig er det centrale scenarie (det "mellemste"), vælger vi at beskrive denne udpegning nærmere, samt at vurdere dens egnethed som basis for en overordnet national prioritering.

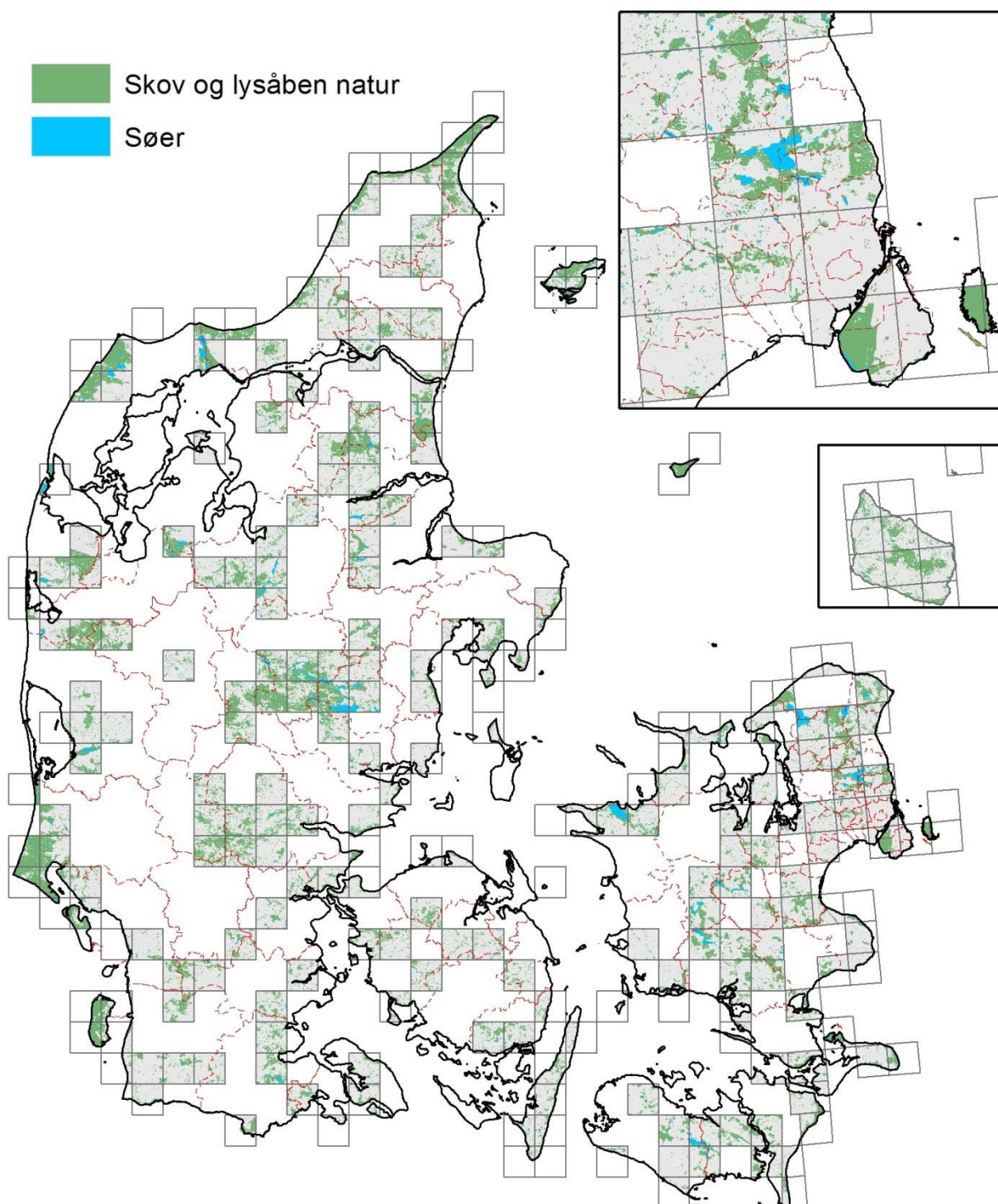
Målsætning: Bedste dækning af truede arter inden for angivet areal



Figur 26. National prioritering af naturområder på med henblik på forvaltning af biodiversitet. Udpegninger med en målsætning om den bedste mulige dækning af truede arter inden for arealer svarende til hhv. 75 %, 50 % og 25 % af det eksisterende naturareal opgjort som arealet af løvskov, lysåben natur og sø. I hvert udpeget kvadrat (10x10 km) er disse arealer vist med grønt og blåt, dog sammen med nåleskov, som ikke indgår direkte i grundlaget for udpegningen. Grå farve viser arealer i udpegede kvadrater med overvejende agerland og byområder. Arealer udenfor udpegede kvadrater er hvide. Kortet nederst th. viser de tilsvarende arealer for hele landet.

National prioritering: 50%-scenariet

Målsætning: Bedste dækning af truede arter i 3.600 km²



Figur 27. National prioritering af naturområder på med henblik på forvaltning af biodiversitet. Områder udpeget med henblik på den bedst mulige dækning af truede arter inden for et areal svarende til halvdelen af det eksisterende naturareal opgjort som arealet af løvskov, lysåben natur og sø. I hvert udpeget kvadrat (10×10 km) er disse arealer vist med grønt og blå, dog sammen med nåleskov, som ikke indgår direkte i grundlaget for udpegningen. Grå farve viser arealer indenfor udpegede kvadrater med overvejende agerland og byområder. Arealer uden for udpegede kvadrater er hvide. Kommunegrænser er angivet med rødt. Indsat er en forstørrelse af det storkøbenhavnske område.

5.2.3 Udpegede arealer

Jævnfør målsætningen prioriteres i 50%-scenariet principielt et samlet areal på 3.600 km² med henblik på arealbaserede tiltag. Det svarer til 20% af landarealet i de 261 udpegede kvadrater. Disse kvadrater omfatter i dag ca. 2.800 km² skov, ligeligt fordelt imellem løvskov og nåleskov, 1.900 km² lysåben natur samt 290 km² sø. Disse arealer er skitseret på figur 27. Derudover er der 11.500 km² agerland.

Det udpegede netværk omfatter arealer bredt ud over det meste af landet. De fleste kvadrater ligger dog tydeligt klumpet sammen i større eller mindre klynger. Blandt større klynger springer nogle umiddelbart i øjnene. I Jylland er det f.eks. Skagens Odde, klithederne i Thy, Lille Vildmose, en strækning fra Rold Skov mod sydvest til Viborg-egnen, Søhøjlandet, det sydlige Djursland med Mols, området imellem Vejle og Billund samt områder ved Vadehavet og op til Varde-egnen. På Øerne omfatter et mere eller mindre sammenhængende netværk af kvadrater store arealer i Nordsjælland, Københavnsområdet samt Midt- og Sydsjælland. Hertil kommer klynger af kvadrater i Nordvestsjælland og i Guldborgsund-Maribo-området, og endelig en klynge omfattende det meste af Bornholm. De mest iøjnefaldende områder med få udpegninger findes i Jylland vest for israndslinjen, på det nordlige Djursland, på Fyn og Vestsjælland. Til trods for den iøjnefaldende klumpede fordeling af kvadrater på kortet, er det meget vigtigt at notere sig at der 1) er udpegede kvadrater stort set overalt i landet, og 2) det er usikkert om 4 (del)bestande af hver art vil være tilstrækkeligt til at sikre arternes langsigtede overlevelse i Danmark. En vigtig overordnet pointe, som kan udledes af analyserne derfor at man under ingen omstændigheder kan sikre de truede arter gennem en indsats i få – eventuelt større – områder i Danmark. Minimumsnetværket af levesteder af national betydning må derfor nødvendigvis omfatte områder spredt ud i det meste af landet.

5.2.4 Hvor godt dækkes biodiversiteten?

I 50%-scenariet repræsenteres alle datasættets 537 truede arter som nævnt mindst fire gange, i det omfang de forekommer i fire kvadrater (Figur 28, øverst th.). 56% af arterne er dog repræsenteret mere end tre steder og 43% af arterne er repræsenteret med alle deres forekomster. Med hensyn til både omfang og beliggenhed er det resulterende netværk er meget lig et netværk udpeget med en specifik målsætning om at repræsentere alle arter mindst tre gange. Til sammenligning viser Figur 25, nederst resultatet af et scenarie med en målsætning om mindst tre repræsentationer af hver art (Figur 28, nederst th.). I forhold til dette øger 50%-scenariet repræsentationen af mange arter, hvoraf de fleste har en lille udbredelse i Danmark. Konkret løftes ikke mindre end 72 arter fra tre til fire eller flere repræsentationer og antallet af arter repræsenteret mere fem eller flere gange øges fra 267 til 300.

I denne sammenhæng skal det erindres, at analysen kun omfatter en stikprøve på måske 5-10% af Danmarks truede arter. Når datasættets 537 arter er repræsenteret mindst 4 gange i det skitserede netværk, vil det sandsynligvis også gælde en stor del af arterne udenfor datasættet, men givetvis ikke alle. Analyserne skal ses som en måde at optimere et nationalt netværk, som tilsammen dækker den truede biodiversitet bedst muligt inden for det givne areal, også arter, som ikke indgår i analyserne. Det vil 50%-netværket uden tvivl gøre, baseret, som det er, på princippet om komplementaritet og et stort bredt datasæt og i kraft af sin størrelse. Den gode dækning understreges af, at netværket også huser 1279 af 1280 ikke-truede arter i det samlede

datasæt, selvom disse arter ikke har indgået i analyserne og dermed ikke har påvirket udvælgelsen af kvadrater. Det dækker f.eks. også 77 ud af 79 af truede svampe, som er udeladt af analyserne, fordi data for deres udbredelse vurderedes som særligt usikker.

5.2.5 Fleksibilitet og supplerende udpegning

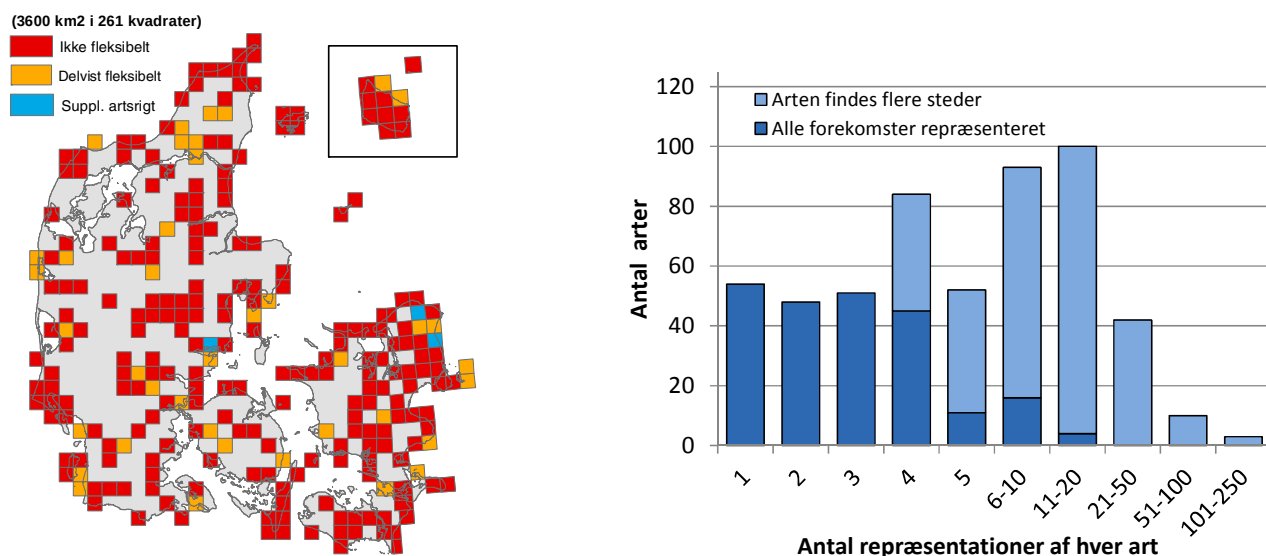
Fleksibiliteten i det udpegede netværk i forhold til målsætningen om den bedst mulige dækning af arterne er begrænset. For eksempel er 224 af de 261 udpegede kvadrater nødvendige, hvis alle arter skal repræsenteres mindst fire gange (røde kvadrater på figur 28, øverst tv.). De resterende 37 kvadrater er delvist fleksible (orange på figur 28). Det betyder, at den samme repræsentation af arter kan opnås ved at erstatte dem med andre områder, men det vil i så fald kræve et større samlet areal typisk fordelt over flere kvadrater. Her skal det dog igen erindres, at disse detaljerede betragtninger alene gælder arter, som indgår i analyserne. 160 af kvadraterne er nødvendige (ikke fleksible) hvis en mindste repræsentation på tre gang skal oprettholdes (røde kvadrater på figur 28, nederst tv.).

I forhold til 50%-scenariet vil en mindre ambitiøs målsætning om mindst tre repræsentationer af alle truede arter "spare" et areal på ca. 7200 km² (ca. 20%) fordelt på 49 kvadrater. Ønskes i stedet en mere ambitiøs målsætning f.eks. om mindst fem repræsentationer kræver det yderligere ca. 380 km² (ca. 11%) fordelt over 29 kvadrater. En anden måde at supplere netværket på er at sikre yderligere repræsentationer af de mest truede arter. Supplerende analyser viser her, at en dækning af alle CR- og EN-arter mindst 5 eller 6 gange kræver yderligere hhv. 240 km² og 550 km² fordelt i hhv. 16 og 38 kvadrater. Der er dog ingen garanti for at denne strategi også vil sikre flere af de mest truede arter, som ikke indgår i datasættet, i forhold til som ovenfor at prioritere ud fra alle de truede arter (inkl. VU-arter).

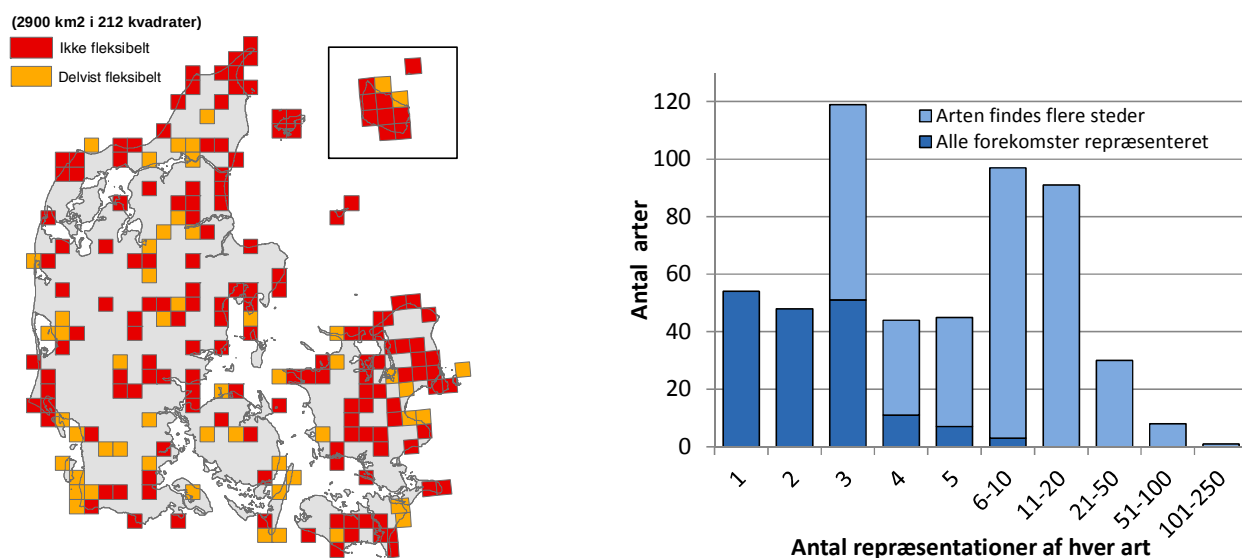
De beskrevne prioriteringer tager udgangspunkt i komplementaritetsprincippet. Som nævnt under metoder vil en systematisk udpegning af et tilsvarende areal på baggrund af artsrigdom alene give en ringere dækning af den samlede artsdiversitet. En høj artsrigdom kan dog i sig selv repræsentere en betydelig naturkvalitet og potentiel værdi for bevarelse af biodiversiteten. Det vil i mange tilfælde også være områder, der ud fra en mere subjektiv vurdering naturligt kan indgå i et nationalt netværk. Man kan på den baggrund vælge en supplerende målsætning om også at inddrage alle særligt artsrige områder i en national prioritering. Vores supplerende analyser viser dog, at de 28 af 31 særligt artsrige kvadrater allerede udpeges i 50%-scenariet baseret på komplementaritet. De tre resterende områder er vist med blå på figur 28 (øverst tv.). De omfatter tilsammen 64 km² løvskov, åben natur og sø, svarende til en forøgelse af netværket på ca. 2%. Udpegning af disse arealer vil hovedsagelig øge repræsentationen af arter, som er ret velrepræsenterede i forvejen, men vil dog for 10 arters vedkommende give en femte eller sjette repræsentation.

De 31 særligt artsrige kvadrater blev identificeret ud fra tre kategorier af arter, hhv. alle arter (også de ikke-truede), alene truede arter og sjældne arter. De sidste defineres om de 25% af alle arter med den mindste geografiske udbredelse, i dette tilfælde 11 kvadrater eller mindre. For disse kategorier udpeges hhv. de 20, 21 og 20 områder med flest arter, valgt ud fra naturlige tærskler i fordelingen af antallet af arter. Flere kvadrater kvalificerer sig imidlertid i flere kategorier, hvorfor der kun blev identificeret 31 forskellige kvadrater.

50%-scenariet. Målsætning: Bedste dækning af truede arter i 3600 km² naturområder



Målsætning: Mindst tre repræsentationer af alle truede arter



Figur 28. National prioritering af naturområder på med henblik på forvaltning af biodiversitet. To scenarier (øverst og nederst). Prioriterede områder (tv.) og repræsentation af arter (tv) vist som frekvensfordeling af arter i de udpegede netværk.

Afsluttende skal nævnes muligheden for at supplere den nationale prioritering med områder uden for de allerede prioriterede kvadrater, som ud fra biodiversitetskortets arts- og proxydata i høj rumlig opløsning vurderes at være særligt vigtige for biodiversiteten. Sådanne analyser er ikke gennemført.

5.2.6 Implementering af en landsdækkende prioritering.

Samlet set vurderes det beskrevne 50%-scenarie at udgøre et godt udgangspunkt for en national prioritering. Det identificerede netværk vil dække en meget stor del af den truede danske biodiversitet. Netværket, som det er vist her, indikerer direkte, hvor en stor del af indsatsen med fordel kan lægges, hvis de samlede ressourcer skal bruges effektivt. Der er dog endnu kun tale om en overordnet prioritering i grov skala. En effektiv og relevant implementering af udpegningerne som et nationalt "basisnetværk" til bevarelse af

biodiversitet, vil kræve en række supplerende analyser. Et udgangspunkt kan være, at opdele de udpegede arealer i passende delområder, for herefter at indsamle yderligere information og udarbejde en detaljeret beskrivelse af disse.

Med direkte udgangspunkt i de gennemførte analyser kan det bl.a. identificeres, hvilke arter de aktuelle kvadrater er udpeget for at dække, herunder de unikke "ansvarsarter", som ikke findes andre steder. De videre analyser skal så vidt muligt også besvare spørgsmål som følgende:

- For hvor mange af de relevante arter findes der detailinformation om forekomst og levesteder?
- Hvilke af datasættets arter er faktisk til stede i dag, og hvilke andre sjældne og truede arter er der kendskab til?
- Hvad er forvaltningsrelevansen af de pågældende kendte bestande af truede arter?
- Hvordan fordeler arterne sig i forhold til habitatpræferencer?
- Hvilke konkrete naturarealer og habitater findes i områderne, og hvordan ligger de i forhold til de udpegede kvadrater? Hvilke er forvaltningsrelevante? Er der (sammenhængende) arealer i tiliggende kvadrater som naturligt bør inddrages også – eller er mere relevante?

Næste skridt er naturligvis at udarbejde naturplaner og konkrete forvaltningsplaner, herunder prioritering af arealer på regional lokal skala inden for basisnetværket på baggrund af de enkelte områders værdi for biodiversiteten. I forhold til de supplerende analyser og ikke mindst sidstnævnte fase vurderes Biodiversitetskortets data om rødlistede arter og proxylag at kunne udgøre et helt centralt værktøj. Det samme gælder for den regionale og lokale prioritering af indsatsen uden for de nationale prioritetsområder. Hvordan sådanne prioriteringer kan gribes an analytisk beskrives i det følgende.

5.3 Lokalitetsprioritering – analyser og forslag til proxyscore, artsscore og bioscore

5.3.1 Metode

Trin 1 i analysen af de arealspecifikke proxyer og artsdata har været at analysere, om de foreslåede proxyer kan forudsige sandsynligheden for at et areal indeholder rødlistede arter, eller forudsige hvor mange og hvor truede de rødlistede arter er.

Trin 2 i analysen har været at undersøge, om de forskellige proxyer alle styrker forudsigelsen, når de anvendes sammen i en additiv model.

Trin 3 i analysen har været at undersøge, om proxyerne har forskellig ud-sagnskraft for forskellige økosystemer, forskellige artsgrupper og forskellige landsdele.

Trin 4 i analysen har bestået i at undersøge, hvordan proxyscorerne fordeler sig på forskellige naturtyper, forskellige artsgrupper og forskellige landsdele.

Trin 5 i analysen har bestået i at undersøge, hvordan de rødlistede arter i de forskellige kategorier (rødlistekategorier, taxonomiske grupper og stedsikkerhed) fordeler sig geografisk og i forhold til arealernes proxylværdier.

Trin 6 i analysen har bestået i at undersøge, hvordan forslag til proxyscorer og artsscorer fordeler sig på arealer i Danmarkskortet, og hvad konsekvenserne vil være af at sammenveje proxyscorer og artsscorer til en samlet bioscore til prioritering af arealer efter beskyttelsesværdi.

For at kunne analysere om proxyerne kan forudsige levesteder for rødlistearter, har vi udvalgt et datasæt som består af to lige store dele. Det ene del sæt består af alle arealer med stedsikker forekomst af minimum én rødlisteart (A-art) og det andet del sæt er tilfældigt udvalgt blandt alle arealer uden minimum én stedsikker rødlisteart (A-art). For at sikre at de to datasæt blev sammenlignelige i øvrigt, har vi stratificeret den tilfældige stikprøve således, at vi udtager arealer i samme størrelseskategori og med samme arealtype, som hvor de rødlistede arter forekommer. Arealer med rødlistede arter og arealer uden rødlistede arter fordeler sig som vist i tabel 6.

Tabel 6. A) Arealtyper og størrelsesklasser med og uden (+/-) stedsikre rødlistearter (A-arter). Rød fremhævelse angår størrelsesklasser som udgår, gul fremhævelse angiver strata, hvor der er flest observationer med rødlistearter.

+ A-arter	<100 m2	< 500 m2	< 1000 m2	< 3000 m2	< 1 ha	< 5 ha	< 10 ha	< 20 ha	< 50 ha	< 100 ha	>100 ha
Intensiv	9	9	8	23	84	385	193	113	58	5	0
Åbent land	8493	10172	3398	6010	9815	13691	2911	1536	862	257	187
Skov	1925	2499	1099	2378	4468	5964	3095	3429	2649	499	130
Ferskvand	2146	14437	6855	8841	5267	1864	251	121	89	44	89

- A-arter	<100 m2	< 500 m2	< 1000 m2	< 3000 m2	< 1 ha	< 5 ha	< 10 ha	< 20 ha	< 50 ha	< 100 ha	>100 ha
Intensiv	16205	5630	2933	10359	54057	204044	97279	49555	13055	501	0
Åbent land	1908361	388932	96903	101853	115331	97651	9669	2474	659	101	0
Skov	84494	24632	9829	30848	64671	43629	10001	6536	3589	576	0
Ferskvand	13262	100081	45920	41505	11880	2583	173	72	43	14	0

Celler i tabel 6 fremhævet med rødt er udeladt fra analyserne. Vi har udeladt den mindste arealkategori (< 100 meter), idet en stor del af disse arealer kan være opstået i GIS-analyserne som følge af overlappende polygoner. Vi har også udeladt arealer over 100 ha – dels er der stor overvægt blandt de store arealer af steder med rødlistearter, dels er relationen mellem indikatorer og tilstand mere uklar, når arealet er så stort og dermed også heterogent. Celler med gult repræsenterer strata, hvor vi har flere arealer med rødlistearter end uden rødlistearter. For disse strata har vi i stedet udtaget en tilfældig stikprøve blandt arealer med rødlistearter, således at vi ender med et balanceret testdatasæt med lige mange arealer med og uden rødlistearter. For at undersøge om den tilfældige stikprøve har betydning for resultatet af analyserne, har vi gentaget proceduren, så vi ender med to testdatasæt.

De to testdatasæt til analyserne (efter udeladelse af polygoner med manglende informationer om en eller flere proxyer) er på 225.386 arealer, hvoraf halvdelen har stedsikker forekomst af minimum en rødlisteart. Udover at dette testdatasæt er balanceret mellem arealer med og uden rødlistearter, så har det også en størrelse, som er håndterbar i de statistiske analyser. Det samlede polygondatasæt for Danmark er mere end 10 gange så stort.

For at kunne analysere proxyerne, har vi oversat dem til kortets grundlæggende polygonlag, hvor vi har artsoplysningerne. Eftersom en del proxyer er defineret på en finere rumlig skala, eller ud fra andre polygoner end kortets

grundpolygoner, har vi besluttet at en proxy tæller point i et polygon, hvis der er et overlap med polygonet på mindst 500 m² (for skråntlaget dog 100 m²) eller på mindst 50% af polygonets areal.

Vi har kørt to forskellige typer af GLM-modeller for at analysere udsagnskraften af de udvalgte proxylag. Den første model er en logistisk regressionsmodel, som undersøger om proxylag kan forudsige, om der er A-arter til stede på et areal eller ej. Den anden model er en variansanalyse (anova), som forudsiger om proxylag kan forudsige en vægtet artsscore af rødlistearter på et areal. Den vægtede artsscore er opnået ved først at tildele følgende vægte til forekomster af rødlistearter på arealerne og siden addere disse vægte for det enkelte areal:

Leveområder, O-arter: NT = 1, VU = 2, EN = 3, RE/CR = 4

Usikker sted, C-arter: NT = 2, VU = 4, EN = 6, RE/CR = 8

Moderat sikker sted, B-arter: NT = 4, VU = 8, EN = 12, RE/CR = 16

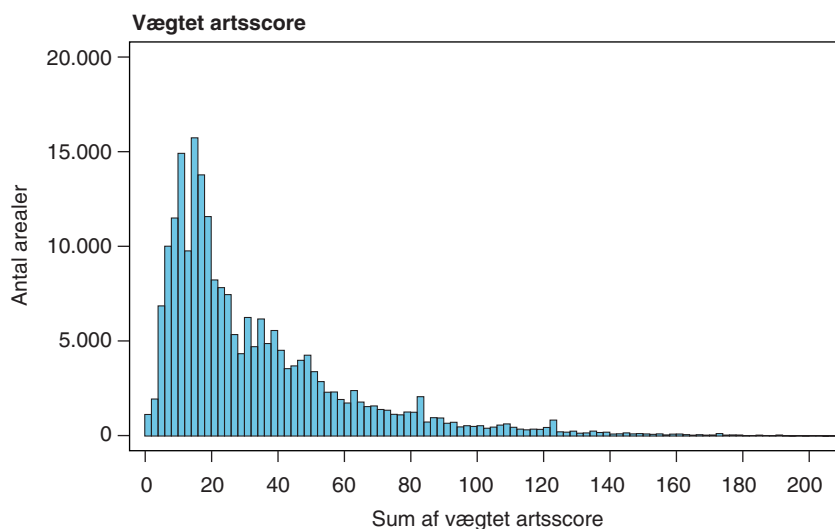
Meget sikker sted, A-arter: NT = 8, VU = 16, EN = 24, RE/CR = 32.

Rationalet for at lave en vægtet artsscore er, at det ikke er rimeligt, at en meget truet art tæller det samme som en næsten truet eller sårbar art, samt at vi ønsker at lægge større vægt på sikre stedangivelser end på usikre stedangivelser eller store leveområder, hvor det enkelte areal kun har en mindre og langt mere usikker betydning for bestanden. Vægtningen gør det muligt at anvende alle de artsdata, vi har til rådighed frem for på forhånd at udelade nogle af disse fra kortet.

5.3.2 Resultater

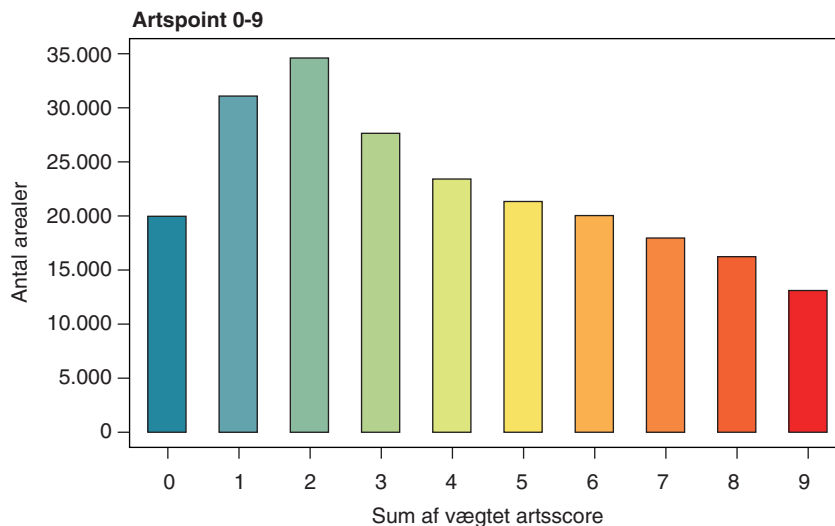
Summen af de vægtede artsscorer giver en vektor for arealerne som går fra 0 til 787 point, hvor arealerne fordeler sig som vist i figur 29.

Figur 29. Histogram over testarealernes sum af vægtet artsscore.



Der er en naturlig variation i summen af vægtede artsscorer, men også en tendens til at store meget velundersøgte polygoner kan opnå meget høje summerede artsscorer. Summen af vægtede artsscorer er omsat til artspoint fra 0-9 ved følgende afskæringsværdier: 8, 13, 18, 24, 32, 40, 50, 65, 90. Fordelingen af arealer efter artspoint ses i figur 30. Disse artspoint anvendes som responsvariabel i analyserne af proxyernes udsagnskraft.

Figur 30. Histogram af fordelingen af arealer efter artspoint 0-9.



For at undersøge om proxyernes effekter er konsistente mellem forskellige artsgrupper, økosystemer og regioner, har vi lavet separate modeller for organismegrupper, regioner og økosystemer: henholdsvis antallet af rødlistede dyr, planter og svampe, Nord-Jylland, Syd-Jylland+Fyn og Sjælland+øer samt ferskvand (søer og vandløb), skove og åbent land (§3 og marker).

Inden vi analyserer, om der er en effekt af proxyerne, har vi undersøgt om der som forventet er en signifikant positiv effekt af arealstørrelsen på de rødlistede arter (separate modeller for presence-absence af A-arter, for arts-point og for antal arter af henholdsvis dyr, planter og svampe). Vi har analyseret for både en rå arealeffekt og en effekt af logaritmen til arealet. Arealeffekten fra den bedste model tvinges ind i modellerne, før vi analyserer for effekten af proxylagene.

Generelt for alle analyserne gælder, at de mange arealer og formodet stærke rumlige autokorrelationer i data kan have betydning for modelresultaterne. Derfor skal alle analyseresultaterne betragtes som indikative, også de meget lave p-værdier. En signifikant sammenhæng i disse analyser betyder ikke nødvendigvis, at der også er en kausal sammenhæng mellem responsvariabel og proxy. Det vi bruger analyserne til er at undersøge, om der som forventet er en udsagnskraft i proxyerne – Der er altså tale om en slags screening som kan understøtte de faglige argumenter for at bruge disse proxyer.

De to tilfældige testdatasæt gav næsten identiske resultater, og derfor viser vi kun resultater fra det ene af disse.

Resultaterne af de univariate modeller viser, at alle proxylagene har en positiv relation til både forekomst af A-arter og størrelsen af artsindikatoren, når de analyseres enkeltvis (Tabel 7). De stærkeste effekter finder vi for kystnærhed, skovstruktur, plantetal 1-3, de fire niveauer af naturandel og proxyerne for ferskvand: Naturopland, faunaklasser og slyngninger på vandløbet.

Tabel 7. Univariate tests af proxyer mod hhv +/- forekomst af A-arter og artspoint for rødlistearter. Alle effekter er signifikante og positive (*<0.01, **<0.001, ***<0.0001).

Model	Univariate modeller					
Modeltype	Logistisk			Least squares		
Responsvariabel	A-arter P/A			Artspoint 1-9		
Datasæt	Alle polygoner					
Proxy	Effekt	Z	P	Effekt	t	p
Kyst	1.20	103.83	***	0.87	62.46	***
Lavbund	0.65	75.75	***	0.98	87.86	***
Skråning	0.25	17.43	***	0.45	23.34	***
Ekstensiv	0.68	64.28	***	0.99	73.28	***
KortNatur	0.61	71.27	***	0.91	81.83	***
Skovkontinuitet	0.59	34.37	***	0.70	31.75	***
Skovstruktur	1.77	52.52	***	2.29	71.70	***
Plantetal1	1.57	123.41	***	1.95	141.68	***
Plantetal2	1.83	108.33	***	2.24	136.03	***
Plantetal3	1.95	79.83	***	2.30	103.70	***
Natur > 20%	1.68	150.46	***	2.23	186.90	***
Natur > 40%	1.75	185.76	***	2.45	242.08	***
Natur > 60%	1.84	141.56	***	2.58	201.15	***
Natur > 80%	2.04	79.76	***	2.82	126.79	***
Slyngninger	1.40	27.13	***	2.05	37.14	***
Naturopland	1.44	64.21	***	1.70	70.48	***
Faunaklasse>4	1.73	51.75	***	2.40	74.25	***
Faunaklasse>5	2.01	35.03	***	2.63	52.78	***
Faunaklasse>6	2.60	23.50	***	2.98	39.56	***

Effekterne af proxyerne ændrer sig, når vi analyserer dem sammen i en additiv model (Tabel 8). Det skyldes helt naturligt at nogle af proxyerne forklarer den samme variation i rødlistearterne, så en proxy, som har positiv effekt alene, forbedrer ikke nødvendigvis forudsigelsen, når den bruges sammen med andre proxyer.

Proxyerne skråning, ekstensiv drift, skovkontinuitet, faunaklasse >5 og faunaklasse >6 er tilsyneladende mindre vigtige, når proxyerne anvendes sammen til at forudsige tilstedeværelse af stedsikre rødlistearter eller vægtet artspoint. Faunaklasse > 6 og skråninger består dog screeningen for hhv A-arter og artspoint. De stærkeste effekter i det samlede datasæt finder vi for kyst, lavbund, skovstruktur, plantetal1 og 2, naturandel 20-80, slyngninger og faunaklasse > 4.

Vi analyserede også proxyerne samlet i forhold til forudsigelsen af antallet af rødlistede dyr, planter og svampe hver for sig, hvilket gav et yderligere differentieret billede af proxyernes udsagnskraft (Tabel 9).

Tabel 8. Multivariate tests af proxyer mod hhv +/- forekomst af A-arter og artspoint for rødlistearter. Stærke positive effekter er fremhævet med grønt og negative eller ikke signifikante effekter er fremhævet med gult. P-værdier (NS >0.05, * <0.01, ** <0.001, *** <0.0001).

Model Modeltype Responsvariabel proxy	Mutivariate modeller					
	Logistisk A-arter P/A			Least squares Artspoint 1-9		
	Effekt	z	p	Effekt	t	P
Kyst	1.45	107.72	***	0.81	68.52	***
Lavbund	0.39	35.78	***	0.48	48.33	***
Skråning	-0.09	-4.85	***	0.05	2.81	*
Ekstensiv	-0.11	-8.31	***	-0.07	-5.27	***
KortNatur	0.10	8.59	***	0.13	12.16	***
Skovkontinuitet	-0.05	-2.19	NS	-0.28	-14.47	***
Skovstruktur	0.68	17.52	***	0.68	23.91	***
Plantetal1	0.54	25.43	***	0.40	20.87	***
Plantetal2	0.23	7.35	***	0.35	13.40	***
Plantetal3	0.24	6.73	***	0.21	8.05	***
Natur > 20%	0.82	59.41	***	0.89	71.91	***
Natur > 40%	1.11	83.21	***	1.32	102.30	***
Natur > 60%	0.77	43.73	***	0.97	61.66	***
Natur > 80%	0.51	17.11	***	0.73	33.21	***
Slyngninger	1.24	19.88	***	1.07	22.71	***
Naturopland	0.36	13.97	***	0.08	3.80	**
Faunaklasse>4	2.06	45.94	***	2.29	64.02	***
Faunaklasse>5	-0.07	-0.87	NS	NS	-1.43	NS
Faunaklasse>6	0.68	4.97	***	NS	1.78	NS

Modellen for dyrene minder meget om modellen for A-arter eller artspoint, idet det igen er kyst og naturandel samt slyngninger og faunaklasser, som giver den største positive effekt, mens skråning, ekstensiv drift og skovkontinuitet har negative eller svage effekter. For planterne er der stærke effekter af kyst, lavbund, skråning og plantetal, mens landskabsindikatorerne for naturandel samt skovkontinuitet, skovstruktur og kortlagt natur har svage effekter. For svampene er den klart stærkeste proxy skovstruktur, efterfulgt af skråning, kortlagt natur, skovkontinuitet og plantetal 2 (Tabel 9). Vi fortolker forskellene på de tre organismegrupper som et udslag af, at mange af dyrene har relativt store levesteder og leveområder og er relativt kortlivede, hvilket betyder at de i højere grad er tilpasset landskabets dynamik, herunder kan skifte levested fra år til år. Dermed bliver landskabets naturtæthed af afgørende betydning for at de kan opretholde levedygtige bestande. Anderledes er det med mange af de rødlistede planter og svampe, som er stedfaste og ofte længelevende, hvilket gør at de især responderer på proxyer, som udtrykker lokalitetens egenskaber frem for det omkringliggende landskabs egenskaber. En analyse af vores artspoint (0-9 point) viser, at variabelen især er bestemt af dyrene (Spearman rank correlation, $Rho = 0,83$) og i mindre grad af planterne ($Rho = 0,27$) og svampene ($Rho = 0,14$). Hvis den resulterende proxyscore skal have høj udsagnskraft for hele biodiversiteten, er der derfor brug for at lægge højere vægt på proxyer som afspejler lokalitetens egenskaber end den samlede model kunne antyde, og det vil være velbegrundet at inddrage proxyer, selvom de måske kun har stærk udsagnskraft for enten planter eller svampe.

Tabel 9. Multivariate tests af proxyer mod hhv +/- forekomst af antallet af rødlistede dyr, planter og svampe. Stærke positive effekter er fremhævet med grønt og negative eller ikke signifikante effekter er fremhævet med gult. P-værdier (NS >0.05, * <0.01, ** <0.001, *** <0.0001).

Model	Multivariate modeller								
Modeltype	Least squares								
Responsvariabel	Antal arter Dyr			Antal arter Planter			Antal arter Svampe		
Proxy	Effekt	t	p	Effekt	t	p	Effekt	t	p
Kyst	0.60	91.71	***	0.06	25.41	***	0.02	8.33	***
Lavbund	0.21	38.93	***	0.04	21.27	***	-0.02	-8.54	***
Skraaning	-0.23	-25.9	***	0.05	17.67	***	0.05	15.64	***
Ekstensiv	-0.04	-5.62	***	0.02	8.81	***	-0.02	-6.59	***
KortNatur	0.05	8.36	***	0.00	1.85	NS	0.03	14.04	***
SkovKontinuitet	0.03	2.44	0.02	-0.05	-13.9	***	0.04	12.27	***
Skovstruktur	0.34	21.55	***	-0.02	-3.97	**	0.57	111.24	***
Plantetal1	0.14	13.26	***	0.07	19.20	***	-0.02	-6.99	***
Plantetal2	0.20	14.08	***	0.09	18.33	***	0.03	6.29	***
Plantetal3	0.12	7.98	***	0.12	24.07	***	0.02	3.18	*
Natur > 20%	0.19	27.38	***	0.01	6.15	***	0.00	-0.87	NS
Natur > 40%	0.38	53.64	***	0.02	7.13	***	-0.01	-2.32	0.02
Natur > 60%	0.42	48.10	***	-0.01	-3.95	**	-0.01	-3.21	*
Natur > 80%	0.65	53.57	***	-0.01	-3.01	*	0.00	-0.59	NS
Slyngninger	0.51	19.64	***	0.08	8.73	***	0.00	0.06	NS
NaturOpland	0.10	8.53	***	0.04	11.28	***	0.01	1.54	NS
Faunaklasse>4	0.79	39.90	***	0.00	0.32	NS	0.01	1.25	NS
Faunaklasse>5	0.09	2.61	*	0.04	3.64	**	0.02	1.37	NS
Faunaklasse>6	0.37	8.24	***	0.03	2.10	0.04	-0.01	-0.57	NS

Tabel 10. Multivariate tests af proxyer mod hhv +/- forekomst af antallet af rødlistede dyr, planter og svampe. Stærke positive effekter er fremhævet med grønt og negative eller ikke signifikante effekter er fremhævet med gult. P-værdier (NS >0.05, * <0.01, ** <0.001, *** <0.0001).

Modeltype									
Responsvariabel	Artspoint 1-9			Artspoint 1-9			Artspoint 1-9		
Datasæt	Søer og Vandløb			Skove			Åbent land		
Proxy	Effekt	t	P	Effekt	t	P	Effekt	t	p
Kyst	0.43	18.71	0.0000	0.98	39.25	0.0000	0.98	60.03	0.0000
Lavbund	1.00	53.51	0.0000	0.11	5.87	0.0000	0.28	19.82	0.0000
Skraaning	0.06	0.81	0.4190	-0.06	-2.66	0.0079	0.26	10.79	0.0000
Ekstensiv	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0.19	10.92	0.0000
KortNatur	-0.04	-1.90	0.0570	0.28	8.90	0.0000	-0.14	-7.59	0.0000
SkovKontinuitet	NA	NA	NA	-0.04	-1.63	0.1030	-0.69	-5.29	0.0000
Skovstruktur	0.64	7.37	0.0000	0.70	18.18	0.0000	0.77	15.32	0.0000
Plantetal1	0.44	12.09	0.0000	0.68	13.82	0.0000	0.26	10.33	0.0000
Plantetal2	0.35	7.04	0.0000	0.38	5.94	0.0000	0.30	8.82	0.0000
Plantetal3	0.19	3.80	0.0001	-0.07	-1.11	0.2670	0.28	8.15	0.0000
Natur > 20%	0.69	31.71	0.0000	0.86	28.87	0.0000	1.05	61.96	0.0000
Natur > 40%	1.14	45.94	0.0000	1.25	48.38	0.0000	1.48	82.47	0.0000
Natur > 60%	1.01	31.79	0.0000	0.91	32.83	0.0000	1.03	44.40	0.0000
Natur > 80%	1.00	22.33	0.0000	0.65	18.46	0.0000	0.65	18.19	0.0000
Slyngninger	1.00	19.59	0.0000	NA	NA	NA	NA	NA	NA
NaturOpland	0.17	6.54	0.0000	NA	NA	NA	3.40	1.67	0.0946
Faunaklasse>4	2.14	54.92	0.0000	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Faunaklasse>5	-0.03	-0.47	0.6380	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Faunaklasse>6	0.15	1.68	0.0920	NA	NA	NA	NA	NA	NA

Modeller på de vægtede artspoint, men opdelt på økosystemer i form af hhv. ferskvand, skove og åbent land, bekræfter mange af de stærke proxyer fra den samlede analyse (tabel 10). Det gælder således kyst, lavbund, skovstruktur, plantetal 1 (og 2), naturandel 20, 40, 60, 80 samt, for ferskvand, også slyngninger og faunaklasse > 4. De højere faunaklasser har derimod ikke positiv effekt i ferskvandsmodellen.

Modellerne for artspoint fordelt på landsdele (ikke vist) bekræfter den generelle model for hele Danmark med de samme stærke proxyer. Her falder skovkontinuitet, ekstensiv drift, naturopland og faunaklasse > 5 & > 6 ud som negative eller svage effekter.

5.3.3 Valg af proxyer og visualiseringer

Vi har på baggrund af analyserne besluttet at anvende de konsistent stærke proxyer samt de proxyer, som har en komplementær udsagnskraft for enten planter eller svampe. Desuden har vi valgt at reducere antallet af landskabsproxyer (naturandel og naturopland) til to proxypoint i det samlede index, nemlig > 40% naturandel og > 80% naturandel. Vi har også besluttet, at der i lyset af de forskellige responser på proxyerne afhængig af organismegruppe og økosystem ikke er grundlag for at vægte de enkelte proxyer ud fra de fundne effekter. Alle proxyer tæller derfor ét point i kortet. Den endelige liste af proxyer består af de følgende 13 lag (for nærmere definition se 3.2.1):

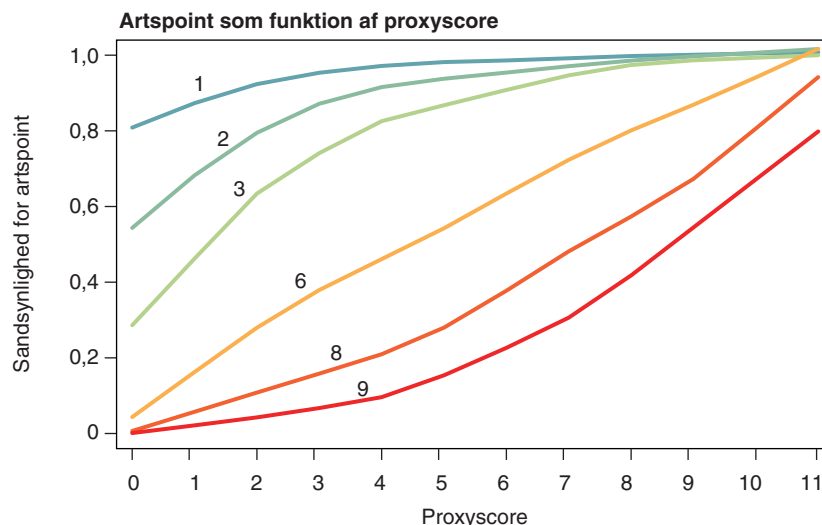
1. Kyst. Under 1 km fra kysten.
2. Lavbund. Arealer på lavbundsjord.
3. Skråninger. Arealer som hælder > 15 grader
4. Kortlagt natur. Beskyttede naturtyper og kortlagt naturskov
5. Skovkontinuitet. Eksisterende skove som også fandtes ved skovminimum omkring 1800
6. Skovstruktur. Kortlagt forekomst af gammelskogsstrukturer og poresvampe
7. Plantetal 1. Middelscore for en artsliste fra 5m-cirkel eller lokalitet $\geq 2,5$
8. Plantetal 2. Middelscore for en artsliste fra 5m-cirkel eller lokalitet $\geq 3,25$
9. Plantetal 3. Middelscore for en artsliste fra 5m-cirkel eller lokalitet $\geq 3,75$
10. Naturandel 40. Naturandel i landskabet (1 km skala) på > 40%
11. Naturandel 80. Naturandel i landskabet (1 km skala) på > 80%
12. Slyngninger. Vandløbsstrækning med slyngninger.
13. Faunaklasse > 4. Faunaklasse 5, 6 og 7 i vandløbsstrækning.

Den samlede proxy bliver altså en indikator som teoretisk spænder fra 0-13 point, men den maksimalt realiserede proxyscore for et areal er 11 point, eftersom flere af proxyerne reelt udelukker hinanden – fx slyngning og faunaklasse i vandløb og skråninger > 15 grader. En del proxyer er kun registreret for relativt få arealer, mens andre er landsdækkende (se 3.2.1).

For at visualisere hvordan de rødlistede arter fordeler sig langs en gradient i det samlede proxylag, har vi lavet modeller for arealer som scorer artspoint 0, 2, 4, 6 og 9 som funktion af arealernes samlede proxyscore, og modellens prædiktioner kan ses på figur 31. Figuren bekræfter at der er den forventede sammenhæng mellem de vægtede artspoint på et areal og den opnåede proxyscore. Arealer med høje artspoint (mange rødlistearter) har altså også typisk en høj proxyscore. Figuren viser dog også, at forudsigelsen ikke er perfekt. Der findes således arealer, som opnår en høj artsscore, selvom de har en lav proxyscore, og omvendt er der også arealer, som opnår en høj proxyscore, som ikke har en høj artsscore. Dette er uundgåeligt og afspejler både det mangelfulde datagrundlag samt noget af den uforudsigelighed, der er i naturen.

Sandsynlighederne på figur 31 kan forekomme høje, men man skal huske at testdatasættet indeholder alle kendte arealer med rødlistearter, men kun ca. 5% af arealerne uden kendte rødlistearter. Sandsynlighederne i det endelige Danmarkskort vil derfor naturligvis være lavere.

Figur 31. Artspoint som funktion af proxyscore. Kurverne viser sandsynligheden for at et areal har opnået minimum 1, 2, 3, 6, 8 og 9 artspoint som følge af proxyscoren.



5.3.4 Indbyrdes vægtning af arterne efter forekomstareal

Analyserne har vist at selv efter vægtning af arter efter rødlistekategorier og sikkerhed i stedfæstelsen, har dyrene langt større vægt i det samlede artssæt end svampene – ikke fordi der er flere arter af dyr i datasættet, men fordi en række af de relativt mobile fugle og sommerfugle har meget store geografiske udbredelser. Vi har derfor valgt at foretage en relativ nedvægtning af arter med meget store arealforekomster i kortet. Dette kan også begrundes med, at arter med stor udbredelse ikke har den samme udsagnskraft for de konkrete arealer, som deres udbredelse dækker, som arter med små udbredelser. Arterne kan stadigvæk godt være truede, og derfor skal nedvægtning ikke forstås sådan at disse arter ikke har behov for beskyttelse og forvaltning, men snarere sådan at deres relation til konkrete steder er svagere og derfor vægtes lavere. Vægtene tildeles til arterne efter deres samlede forekomstareal (ha) i Danmark:

Under 1000 ha: 5 point (gælder for 806 arter)
 1000-10000 ha: 4 point (169 arter)
 10000-100000 ha: 3 point (45 arter)
 100000-1000000 ha: 2 point (13 arter)
 >1000000 ha: 1 point (11 arter).

Hovedparten af de rødlistede arter nedvægtes altså ikke, eller kun ganske lidt, mens de 24 mest udbredte arter nedvægtes væsentligt. De har stadig stor samlet vægt i kortet grundet deres store udbredelse, men de påvirker det enkelte areal mindre efter vægtningen. De 24 mest nedvægtede arter kan ses i tabel 11.

Tabel 11. Arter som nedvægtes til 1-2 point ud af 5 mulige pga store forekomstudbredelser. Artsnavn er angivet sammen med udbredelsens andel af Danmarks areal, vægten, rødlistestatus og de præcisioner arten findes opgjort med.

Latinsk navn	Dansk navn	% af DK areal	Vægt	Rødlistestatus	Præcision
<i>Polyommatus amandus</i>	Is-blåfugl	93	1	NT	A, B, C, O
<i>Pyrgus malvae</i>	Spættet bredpande	82	1	VU	A, B, C, O
<i>Satyrrium w-album</i>	Det hvide W	73	1	EN	A, B, C, O
<i>Cyaniris semiargus</i>	Eng-blåfugl	66	1	VU	A, B, C, O
<i>Lycaena virgaureae</i>	Dukat-sommerfugl	59	1	NT	A, B, O
<i>Lycaena hippothoe</i>	Violetrandet ildfugl	54	1	VU	A, B, C, O
<i>Milvus milvus</i>	Rød glente	52	1	VU	A, O
<i>Tyto alba</i>	Slørugle	52	1	NT	O
<i>Plebejus idas</i>	Foranderlig blåfugl	51	1	NT	A, B, C, O
<i>Melitaea cinxia</i>	Okkergul pletvinge	50	1	VU	A, B, C, O
<i>Argynnis paphia</i>	Kejserkåbe	39	1	EN	A, B, C, O
<i>Argynnis aglaja</i>	Mark-perlemorssommerfugl	20	2	EN	A, B, C, O
<i>Argynnis niobe</i>	Klit-perlemorssommerfugl	17	2	VU	A, B, C, O
<i>Lullula arborea</i>	Hedelærke	14	2	NT	A, O
<i>Limenitis camilla</i>	Hvid admiral	13	2	NT	A, B, C, O
	Eng-snarre	12	2	NT	A, O
<i>Agriades optilete</i>	Bølle-blåfugl	11	2	NT	A, B, C, O
<i>Thecla betulae</i>	Guldhale	10	2	VU	A, B, C, O
<i>Circus pygargus</i>	Hedehøg	7	2	EN	A, O
<i>Athene noctua</i>	Kirkeugle	6	2	EN	O
<i>Argynnis adippe</i>	Skov-perlemorssommerfugl	5	2	EN	A, B, C, O
<i>Bubo bubo</i>	Stor hornugle	5	2	NT	A, B, O
<i>Coenonympha tullia</i>	Mose-randøje	5	2	EN	A, B, C, O

Når man ganger vægtene sammen for både rødlistestatus, stedsikkerhed og arealudbredelse, kan en konkret forekomst af en art altså score fra 1-160 point, med 1 point for et skønnet leveområde af en NT-art med samlet kendt DK-areal over 1 mio. ha og 160 point for en præcis stedfæstet forekomst af en kritisk truet eller "genfundet uddød" art med et kendt samlet DK-areal på under 1000 ha. Så selvom den mest truede art og præcist lokaliserede art vejer 160 gange tungere, hvor den forekommer, vil den meget udbredte art stadigvæk kunne have en virkning på 1000 gange så stort et samlet areal. I tabel 11, som viser de mest nedvægtede arter forekommer flere arter, hvor man kan spørge, om de er for hårdt nedvægtet i kortet. Eksempelvis kirkeugle som er rødlistet EN, men hvor forekomsterne er indtegnet upræcist som leveområder. Dens leveområder vil tælle med en samlet vægt på 6 point i kortet. Eng-snarre og stor hornugle er kun rødlistet som NT, men til gengæld findes de både i kortet med levesteder og leveområder. Det betyder at de enten tæller 2 point (leveområde) eller 8-16 point, afhængig af om levestedet er angivet med sikkerhed (A) eller sandsynlighed (B). Det giver god mening at en art tæller tungere ved en præcis stedfæstelse – derved bliver det nemlig muligt at tillægge eksempelvis de sidste velafgrænsede og truede bestande af okkergul pletvinge på Fyn større vægt i kortet end de meget store sammenhængende leveområder i Midtjylland, hvor arten har en meget stærk metapopulation.

Mange arters forekomster lapper over hinanden, eller arterne er fundet i det samme polygon. Så når man summerer de vægtede artsscorer for alle polygoner i Danmark, får man værdier mellem 0 og 3476, hvor fire femtedele af

Danmarks areal har en score under 16 (herunder også de intensive marker eller byer som sættes til 0 i kortet). Ligesom for de vægtede artsscoresummer i analysen ovenfor, har vi omsat de summerede vægtede artsscorer for polygonerne til en 10-punktsskala (0-9) ud fra afskæringsværdierne i Tabel 12, hvor største tal ikke er inkluderet i intervallet, og hvor andelen af det samlede landareal, som opnår den pågældende score er angivet.

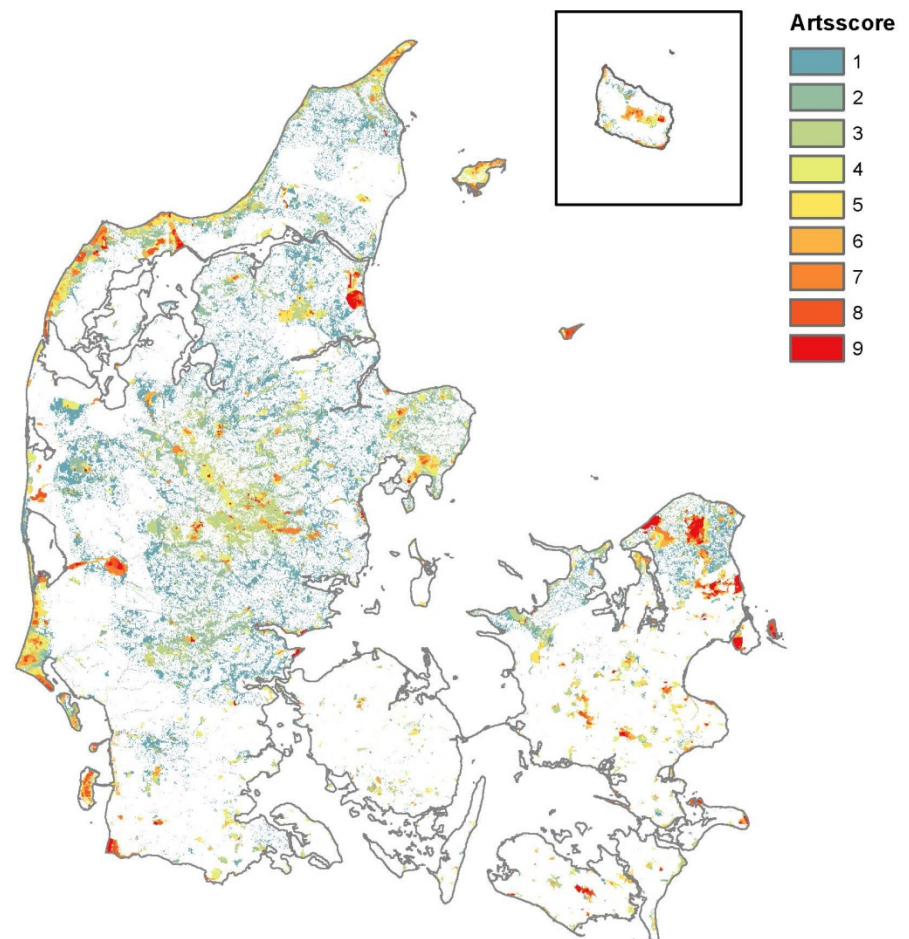
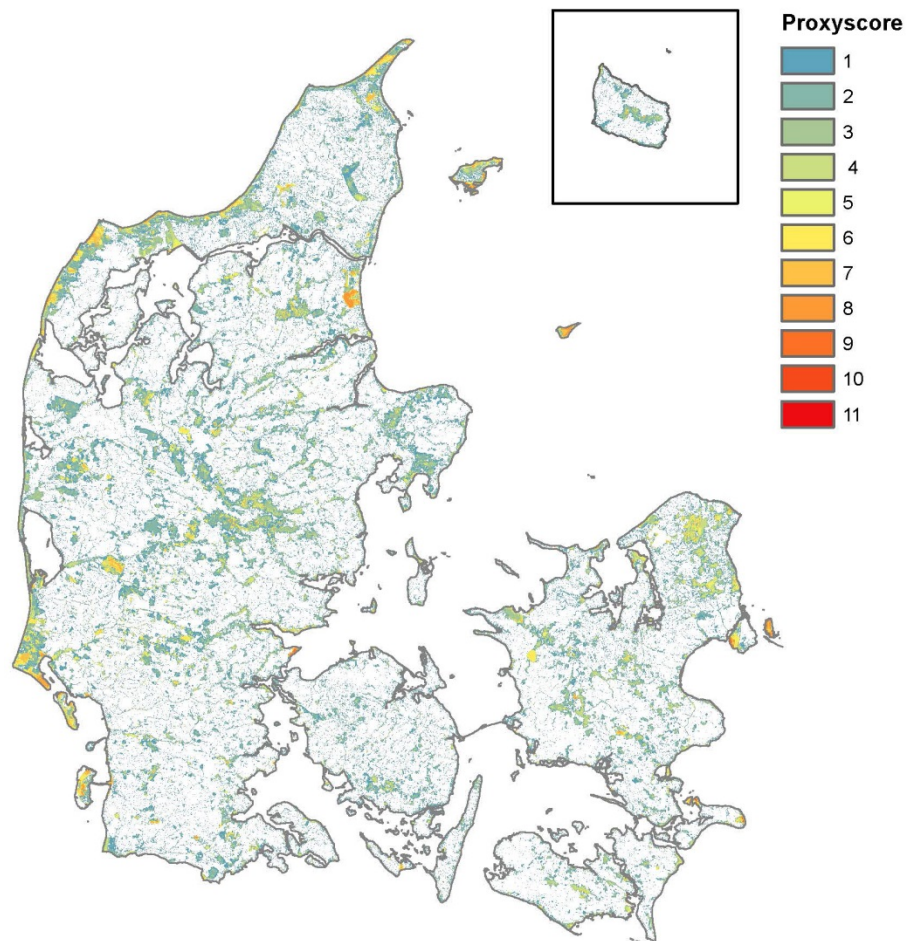
Tabel 12. Oversættelse af summen af vægtede artsscorer til en ny artsscore fra 0-9 artspoint. Det samlede areal i Danmark med den pågældende artsscore er angivet.

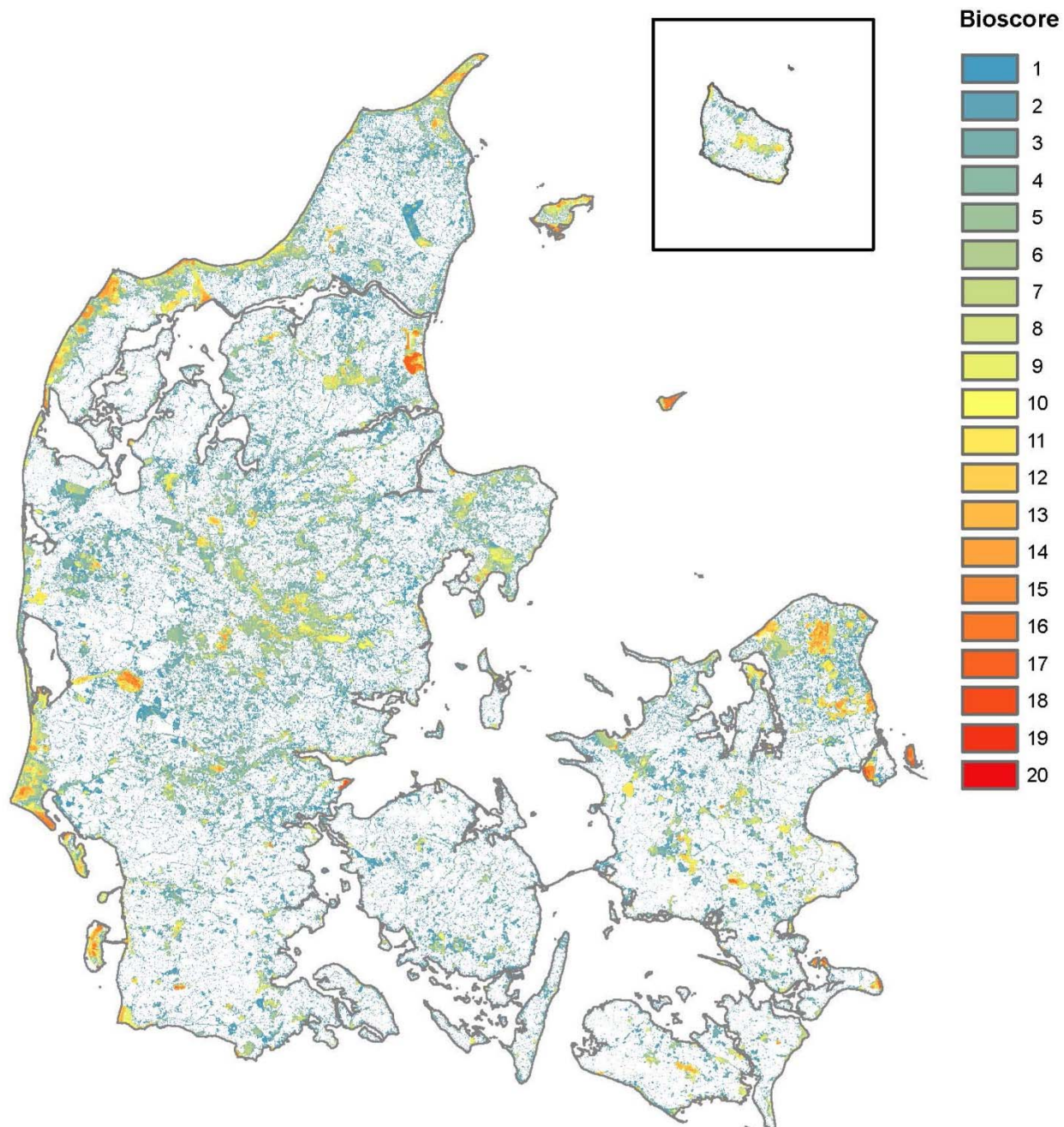
Sum af vægtede artsscorer	Ny artsscore	% af DK-areal
<16 =	0	79%
16-25 =	1	6,0%
25-36 =	2	4,2%
36-60 =	3	3,0%
60-95 =	4	2,2%
95-140 =	5	1,6%
140-200 =	6	1,3%
200-280 =	7	1,0%
280-420 =	8	0,8%
≥ 420 =	9	0,7%

5.3.5 Resulterende kort

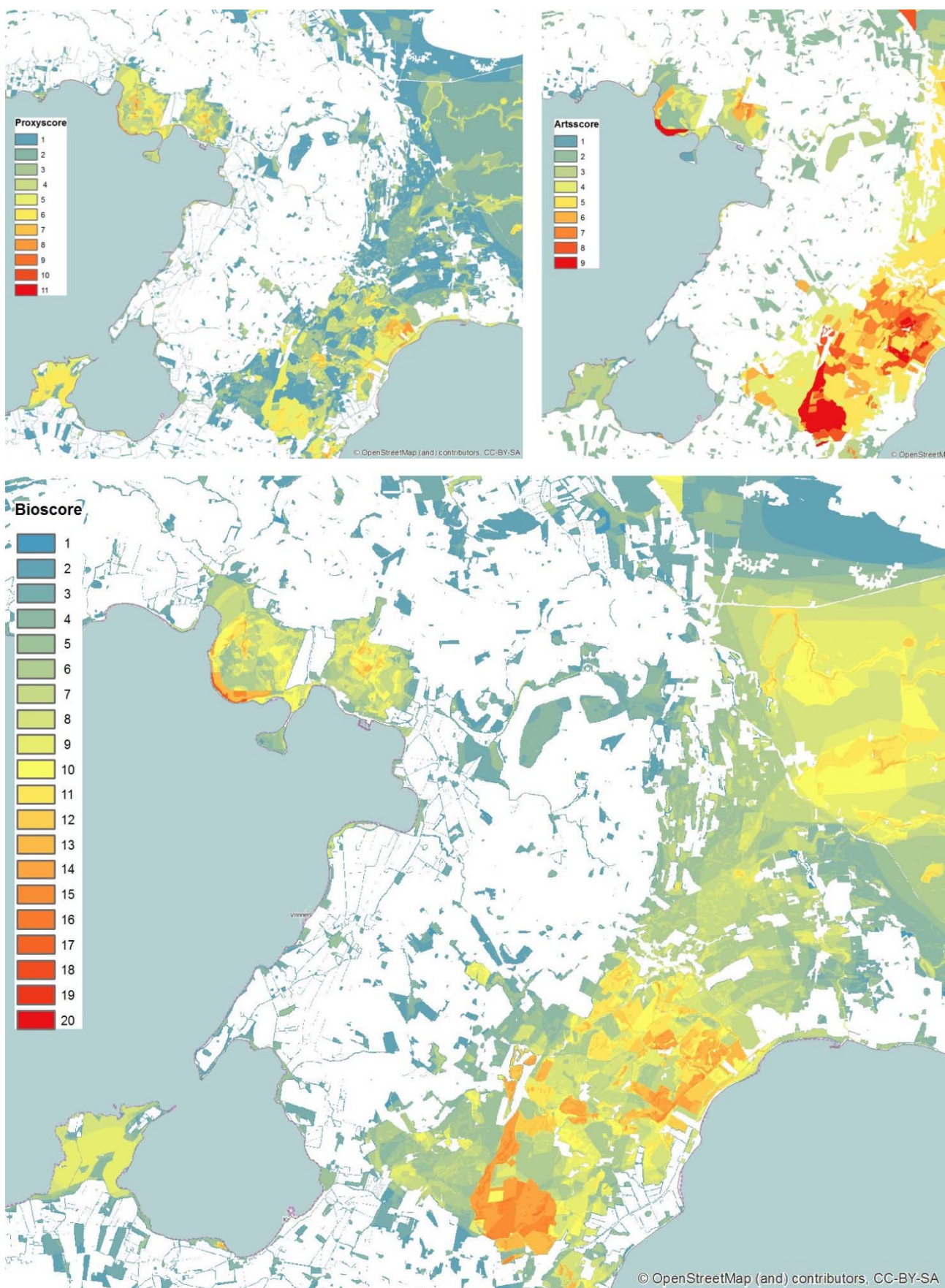
For at producere de endelige detaljerede kort, har vi omsat alle informationer i kortlagene til rasterform med en pixelstørrelse på 9,6 x 9,6 m. Denne repræsentationsform er mere retvisende, når man skal håndtere data på forskellige formater og imødegå nogle af de u hensigtsmæssige fejl, som opstår hvis alle de forskellige typer af point skal tildeles polygoner. Eksempelvis kan vi undgå at beslutte, hvor stort et overlap der skal være mellem et pointgivende lag og et polygon for at udløse et point i det pågældende polygon.

Resultatet af valget og summeringen af proxyer fra 0-11 proxypoint og om sætningen af en vægtet artsscoresum til en artsscore fra 0-9 artspoint kan ses på figur 32-35, der viser de tre scorer for hele Danmark samt henholdsvis Mols, Nordsjælland og Thy. Generelt er der en god overensstemmelse mellem proxyscore og artsscore, men lighederne udtrykker også i et vist omfang, at de intensive marker samt byerne har nulværdier i kortene, og dermed træder lysåbne naturområder og skove tydeligt frem i kortene som farvelagte. Hvis man zoomer ind, vil man som forventet kunne finde konkrete arealer, der har fået en høj proxyscore, men hvor der ikke er rapporteret rødlistede arter. Ligeledes er det ikke altid forudsigeligt ud fra proxyscoren, hvor der er fundet særlig mange rødlistede arter.

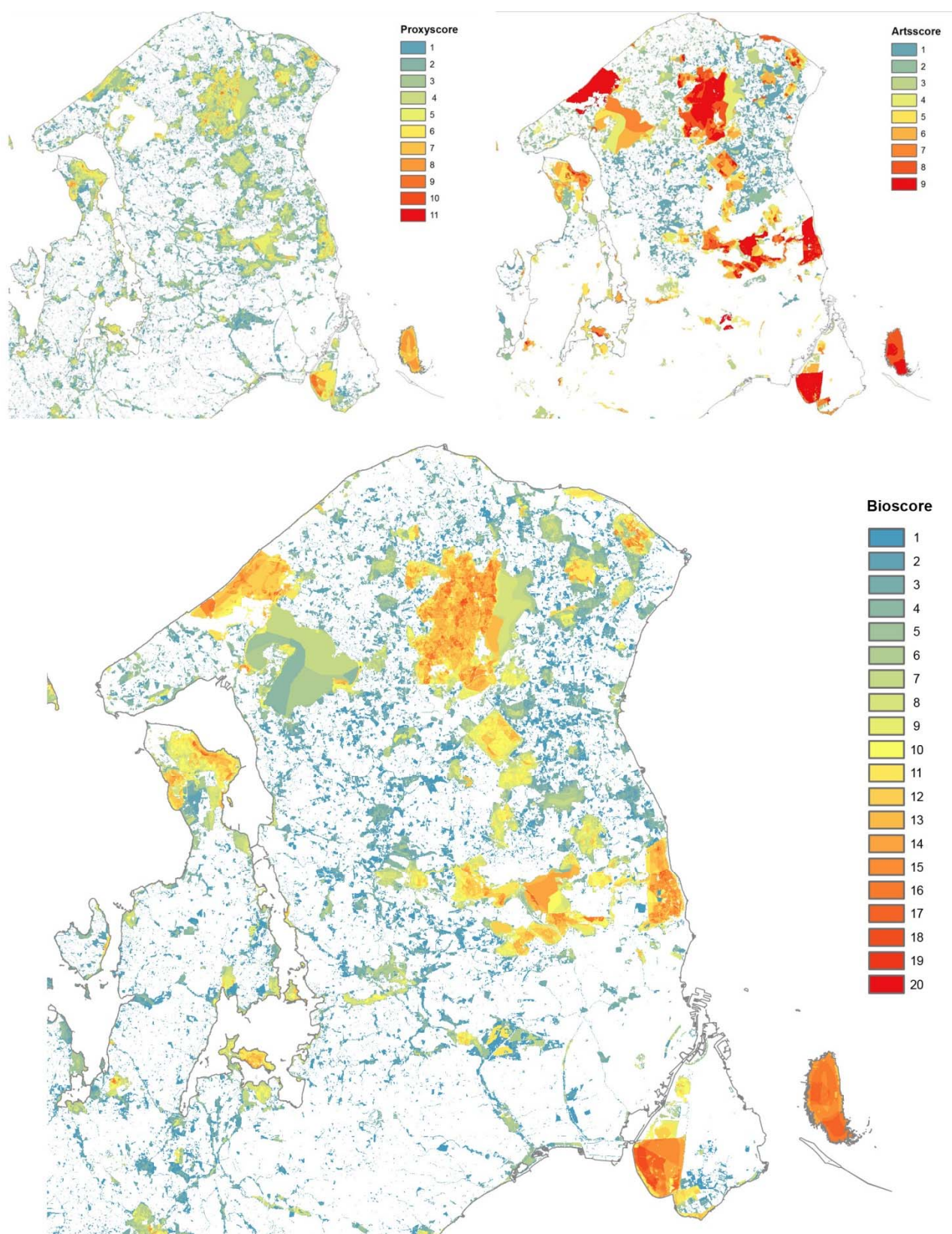




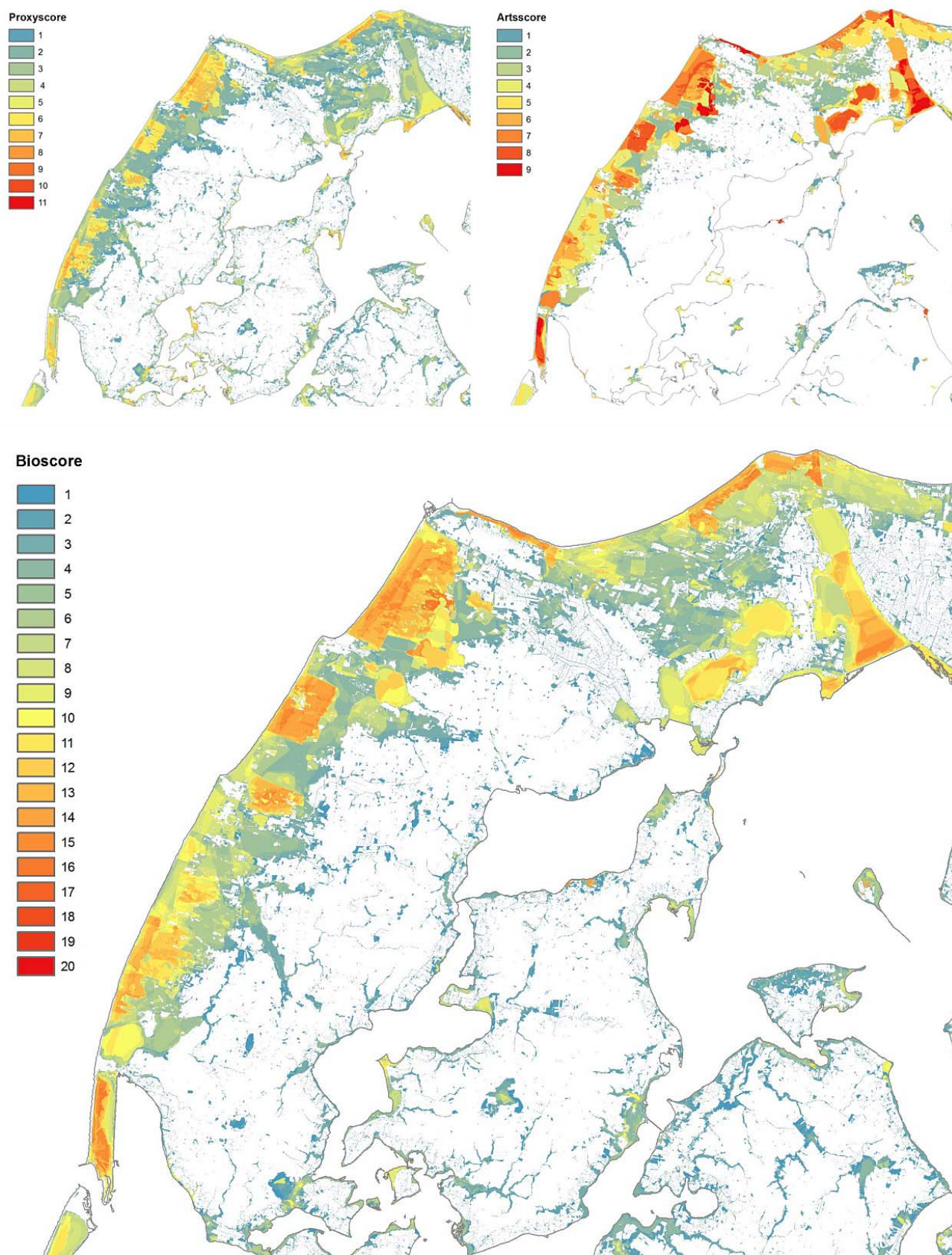
Figur 32. Proxyscore, artsscore og bioscore for hele Danmark.



Figur 33. Proxyscore, artsscore og bioscore for Mols.



Figur 34. Proxyscore, artsscore og bioscore for Nordsjælland.



Figur 35. Proxyscore, artsscore og bioscore for Thy.

6 Diskussion, konklusion og perspektivering

6.1 Data og metode

Vi har i dette projekt samlet en meget stor del af den eksisterende og tilgængelige data om Danmarks biodiversitet – både arter og indikatorer for levestedernes naturtilstand. Dette arbejde har været forbundet med betydelige udfordringer, og resultatet afspejler kvaliteten af de tilgængelige data. For arternes vedkommende har det været en hovedudfordring i projektet, at der ikke foreligger nogen koordineret national kortlægning af Danmarks rødlistede arter. For analyser og prioritering på national skala (kvadratnet) betyder det, at vi har foretaget en målrettet udvælgelse af artsdata, efter hvor komplette de vurderes at være på 10 x 10 km skala. Til disse analyser er det ikke nok at vide, hvor arterne findes, man skal principielt også kunne regne med, at arterne virkelig ikke findes i de tomme kvadrater (presence/absence-data). Derfor bygger kvadratnet-analyserne især på atlasundersøgelser, hvor udbredelsen af arterne er kortlagt nationalt og med stor grundighed.

På lokal skala findes der ingen fuldstændig kortlægning, og derfor arbejder vi her alene med presence-data. Et fund af en rødlistet art på et sted indikerer i denne sammenhæng, at der er tale om et vigtigt levested, mens et levested uden fund ikke nødvendigvis er uvigtigt, da det kan skyldes, at ingen har kigget efter rødlistede arter. For den lokale prioritering har det været en central udfordring, at mange af de eksisterende data om rødlistede arter findes med meget ringe geografisk præcision. I dag giver de fleste internetdatabaser mulighed for at angive det præcise findested for artsobservationer, men sådan har det ikke været tidligere, hvor arter ofte har været registreret med tilknytning til et atlaskvadrat eller et lokalitetsnavn, som ofte er flertydigt eller ikke er sammenfaldende med det sted, hvor observationen faktisk er gjort. For at udnytte den eksisterende viden bedst muligt har vi derfor iværksat geolokalisering af rødlistearter i en række artsgrupper – ynglefugle, karplanter, dagsommerfugle, udvalgte natsommerfugle, svirrefluer, torbister, træbukke, smældere og padder (Appendiks 1). Det betyder, at observationsdata er overskrevet med eksperternes vurdering af hvor arterne forekommer i dag, samt en vurdering af det konkrete levested eller leveområde for arten, frem for blot en observation. For mobile arter kan der være væsentlig forskel mellem observationer og geolokalisering, fordi observationer af fugle og sommerfugle let kan gøres udenfor deres egentlige levested – for eksempel på en sommerfuglebusk i haven. Eftersom der er tale om ekspertvurderinger, vil de geolokaliserede data, selvom de er baseret på historiske funddata, kunne indeholde fejl i form af arter, som ikke længere findes i området, eller arter som har en større udbredelse end vurderet. Det er dog vores vurdering, at de geolokaliserede data er med til at give et langt mere troværdigt billede af Danmarks biodiversitet, end hvis vi havde udeladt alle de artsoplysninger, som ikke med sikkerhed kunne refereres til konkrete arealer.

Et koncept i vores analyser er, at bruge proxydata. Det vil sige informationer, som i mangel af artsdata kan sige noget om sandsynligheden for at finde truede arter i et givet område. Her har vi i rapporten undersøgt en række mulige tilstandsindikatorer baseret på tilgængelig viden. Særligt for skovene og søerne mangler vi gode tilstandsindikatorer.

Analyserne har vist, at de stedbundne arter responderer på meget lokale forhold på levestedet, mens forekomsten af mobile arter i højere grad responderer på landskabets naturtæthed, dvs. hvor meget natur der er i og omkring de områder, hvor arterne er fundet. Dette giver en særlig udfordring med hensyn til den relative vægtning af lokalitetens naturtilstand kontra landskabets naturtæthed. Vi har i projektet valgt at inddrage begge dele i tildelingen af proxy scorer. Derved får vi et kort som afspejler alle organismegrupper, men i realiteten ville de optimale proxy kort for henholdsvis dyr, svampe og planter kunne se forskellige ud.

I den lokale prioritering har vi valgt at foretage vægtninger af arterne efter rødlistekategori, sikkerhed i stedfæstelsen af levestedet og det samlede danske udbredelsesareal for arterne. Disse vægtninger afspejler et forsøg på at tage højde for forskelle i truetthed og stedtilknytning samt undgå, at meget udbredte arter kommer til at dominere biodiversitetskortet. Mens selve vægtningen og rangordningen af vægtene er velbegrundet, er de relative vægte arbitrære og i et vist omfang subjektive. Med tre forskellige sammenvejede vægte bliver det sværere at gennemskue præcis hvordan den resulterende artsscore for et areal i kortet er fremkommet. Metoden er dog veldokumenteret og man kan derfor altid finde tilbage til de data som begrundet en given vægt.

Et grundvilkår for den nationale prioritering er opdelingen af landet i 10×10 km-kvadrater. Det udspringer dels af måden, hvorpå de underliggende atlasdatasæt er bygget op, men skaber samtidig de sammenlignelige analytiske enheder som er hensigtsmæssige i denne sammenhæng. Brugen af kvadrater har nogle analytiske fordele, men giver også nogle udfordringer i fortolkningen af resultaterne. Kvadraterne skærer i en del tilfælde igennem sammenhængende naturområder. Det har den implikation for resultaterne, at der i nogle tilfælde udpeges dele af naturligt sammenhængende områder. Tilsvarende risikerer kvadraterne at opdele sammenhængende bestande af arter. Det gælder også de lokalt definerede polygoner, men i den nationale prioritering, kan det betyde, at antallet af repræsentationer i udpegningerne opgjort for de enkelte arter, ikke altid afspejler egentlige geografisk adskilte bestande. Ovenstående forhold vurderes ikke, at have væsentlig overordnet betydning for placeringen af de udpegede netværk, eller deres evne til at repræsentere arterne. De skal dog tages i betragtning ved en praktisk implementering af en national prioritering, ved at se nærmere på, hvorfor de enkelte kvadrater er udpeget og hvilke naturområder, de indeholder mv.

Et andet grundvilkår for den nationale prioritering, som udspringer af princippet om komplementaritet er, at udpegningen grundlæggende styres af arter, som kun findes i ret få kvadrater, hvilket karakteriserer mange truede arter. Dette er en afgørende faktor i optimeringen af netværk med henblik den bedst mulig dækning af arter. Med de aktuelle data har det dog også den konsekvens, at nogle områder udpeges på baggrund af arter, som nok er sjældne i Danmark, men som er mere almindelige i udlandet, et forhold som dog også påvirker artsscoren i den lokale prioritering. Det kan påvirke på resultaterne fx i Sønderjylland og på Lolland og Falster. For kvadratnetsdata gælder det dog i særlig grad i forhold til udpegningerne af adskillige kvadrater på Bornholm. Dette aspekt vurderes dog at være uvæsentligt for langt de fleste udpegede arealer, men skal naturligvis også tages i betragtning, hvis prioriteringerne udmøntes i praksis. De nævnte forhold rejser dog også en generel problemstilling om, hvorvidt vi skal prioritere en indsats for alle danske arter, også dem der findes mere almindeligt uden for Danmarks

grænser. Yderligere diskussion metodernes grundantagelser og begrænsninger findes i Petersen m.fl. 2005 og Petersen m.fl. 2012.

6.2 Prioritering af arealer

Hovedfokus i nærværende rapport er en analytisk anvendelse af data i forhold til arealprioritering. Men datasammenstillingen i sig selv, kortets værdi som et atlas over dansk biodiversitet, bør også fremhæves. De beskrevne data fra mange forskellige kilder har ikke tidligere været samlet på ét sted – tilmed georefereret og indlagt i GIS. Dele af data har end ikke været digitaliseret tidligere. Der er også tale om mere end blot en datasammenstilling. Den geografiske præcisering af artsfund og afgrænsning af konkrete levesteder på basis af ekspertviden (geolokalisering) repræsenterer også en unik "forædling", som har øget værdien af data.

Biodiversitetskortet vil gøre det lettere for naturforvaltere og naturplanlæggere i stat og kommuner at skaffe sig overblik over den rumlige variation i biodiversiteten på forskellige skalaer. Når de underliggende data gøres tilgængelige, vil man kunne kigge ind bag kortets prioriteringer og se forekomsten af rødlistede arter i et givet område. Tilsvarende kan det øge opmærksomheden om de mange områder, hvor vi endnu mangler vigtig viden for at kunne prioritere dem rigtigt. Adgang til download af data vil desuden muliggøre en fri anvendelse af data til analyser i både forvaltnings- og forskningsøjemed, hvilket vil øge værdien yderligere.

De præsenterede analyser viser, at man ud fra eksisterende viden kan prioritere arealer i Danmark meningsfuldt i forhold til forvaltningen af biodiversitet. Vi har prioriteret ud fra to forskellige tilgangsvinkler på forskellige geografiske skalaer og på et delvist forskelligt datagrundlag. De to metoder udtrykker forskellige aspekter af den eksisterende viden om biodiversiteten og kan som sådan betragtes som komplementære, idet de tjener forskellige formål og kan belyse forskellige målsætninger.

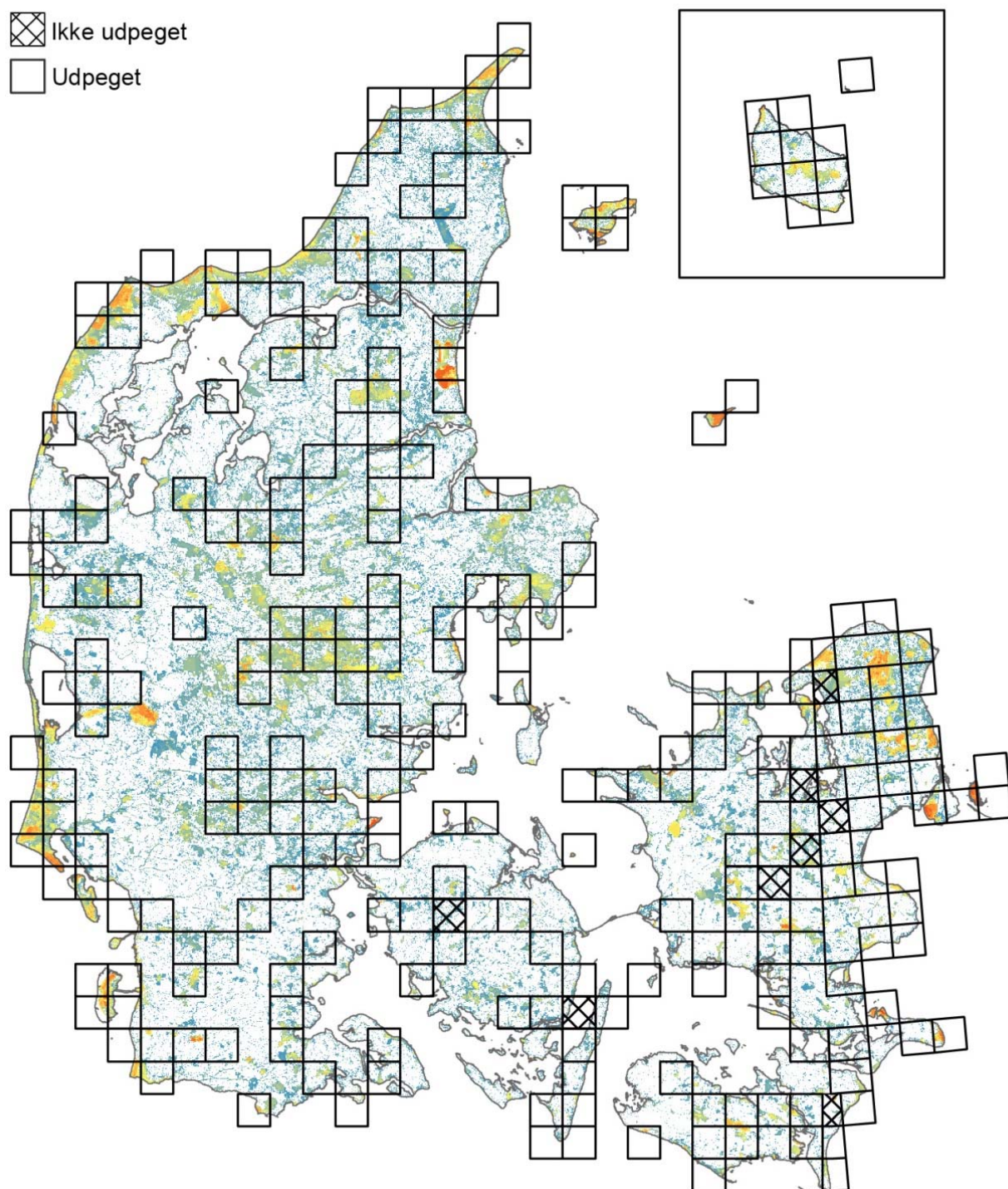
Den ene tilgangsvinkel er en overordnet prioritering på national skala baseret på kvadratnetdata og princippet om komplementaritet, som kan bidrage til at koordinere indsatsen nationalt, med at sikre unikke områder af national betydning og et meget bredt udsnit af den danske biodiversitet. Disse analyser kan bidrage til at optimere indsatsen i forhold til de forhåndenværende arealressourcer. Således har et studie baseret på samme principper demonstreret, at det er meget mere omkostningseffektivt at nå en given national målsætning i Danmark, hvis arealer prioriteres på national skala i stedet for regionalt (Strange m.fl. 2006). Det centrale ved metoden er, at den ser på værdien af det enkelte område i en netværks-sammenhæng med resten af landets biodiversitet. En national arealprioritering kan dels være udgangspunkt for en hensigtsmæssig prioritering af indsatsen over tid, men også danne grundlag for et egentligt nationalt naturnetværk, hvor hovedindsatsen lægges. Hvis man ønsker en overordnet national prioritering af indsatsen, kan det beskrevne 50%-scenarie være et konkret udgangspunkt.

50%-Scenariet prioriterer et areal på 3600 km² svarende halvdelen af Danmarks samlede areal med åben natur og løvskov. Dette udgør ca. 8,5% af Danmarks areal.

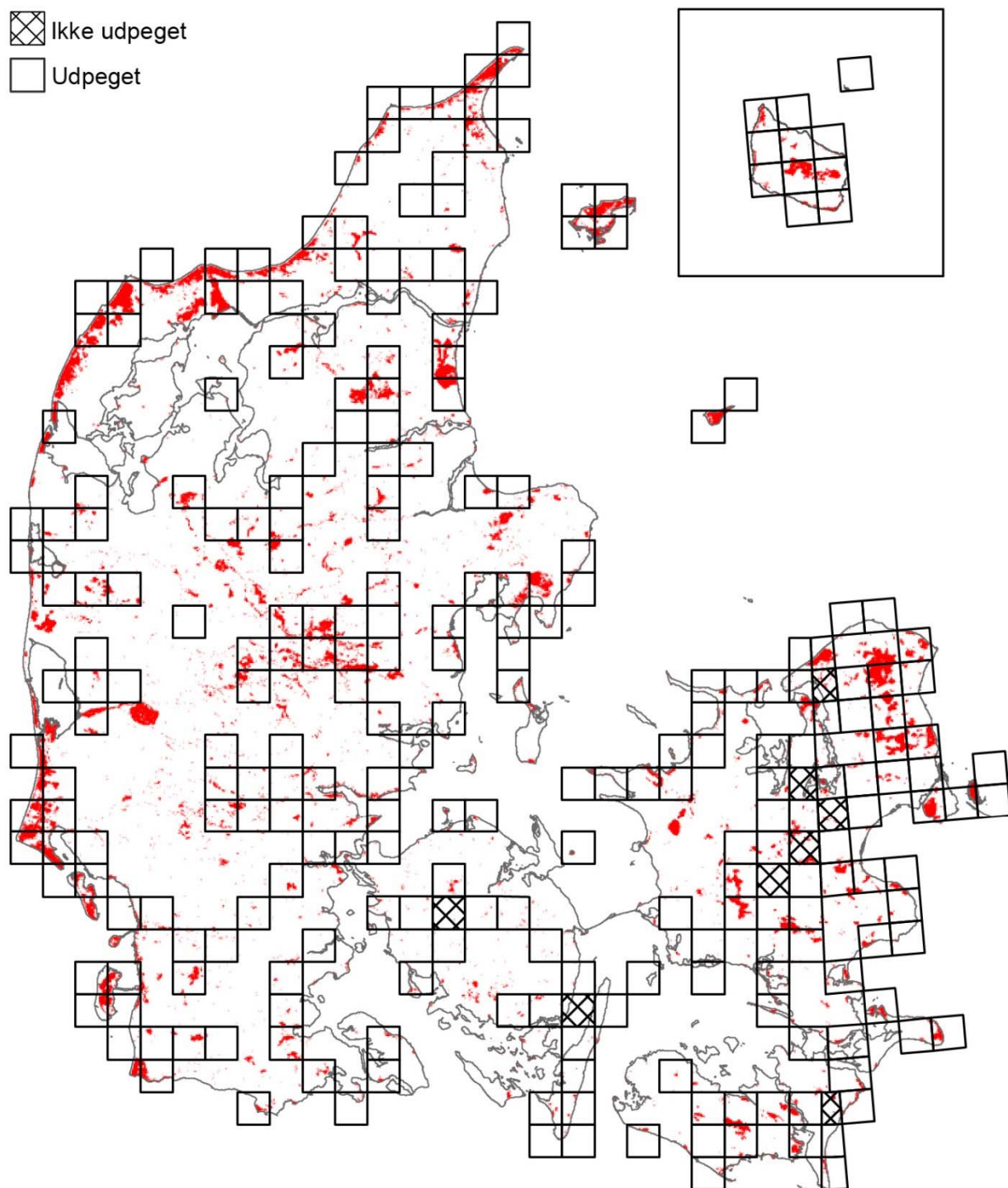
Den anden tilgangsvinkel er en prioritering baseret på konkret viden på lokal skala om forekomst af rødlistede arter og indikatorer for sådanne samt beregning af kvantitative indekser, som udtrykker arealernes observerede

og potentielle værdi for biodiversiteten. Prioriteringen sker her ud fra nogle nationalt gældende kriterier (fx rødlisten), men alene ud fra det enkelte areals egenskaber uden hensyn til biodiversiteten i tilstødende arealer eller i landet som helhed. En oplagt styrke ved denne prioriteringsmåde er at den udpeger helt konkrete arealer, som der kan forvaltes efter i praksis. Bl.a. ud fra konkrete kendte levesteder for rødlistede arter. En anden styrke er prioriteringen af arealer ud fra sandsynligheden for at finde truet biodiversitet, for at kompensere for den udbredte mangel på lokal viden om arterne. Dette er omvendt også en iboende svaghed, idet metoden kan udpege områder, som i praksis ikke huser særligt hensynskrævende arter. Dette sidste illustrerer en vigtig pointe, som gælder begge tilgangsvinkler, nemlig at de ved praktisk anvendelse skal ledsages af en stor portion biologisk fornuft og i en del tilfælde suppleres af undersøgelser i felten.

En direkte sammenligning viser en stor grad af sammenfald imellem de to prioriteringsmåder (figur 36 og 37). Således omfatter udpegningerne i det nationale 50%-scenarie en meget stor del af de arealer, som opnår en høj bioscore ud fra proxyer og arter. Dette understreger, at en lokal prioritering i høj grad kan understøtte en national prioritering på en overordnet skala. Omvendt viser prioriteringen også nogen steder tydelige forskelle, i form af områder med høj bioscore, som ikke er i det nationale netværk. Disse forskelle kan være en naturlig og tilsigtet konsekvens af den nationale prioritering ud fra princippet om komplementaritet, idet områder af høj værdi isoleret set kan blive nedprioriteret, fordi de indeholder arter, som findes repræsenteret andre steder. Nogle forskelle synes dog at udspringe af opdelingen af Danmark i arbitrært definerede kvadrater, hvor den nationale prioritering kun udpeger dele af nogle større sammenhængende områder. Dette forhold kan være særligt udpræget i forhold til de større ådale, som kun i begrænset omfang er dækket af den viste nationale prioritering. Det relativt lave antal ferskvandsarter, som pt. er klassificeret som truede, kan dog også spille ind. Både denne sammenhæng og mere generelt, fremhæver den lokalt baserede score også områder, som kunne være oplagte kandidater til at indgå i en national prioritering.



Figur 36. Bioscore-kortet overlejret med en national prioritering svarende til halvdelen af Danmarks eksisterende naturareal, defineret som løvskov, lysåben natur, sø (3600 km², ca. 8,5% af Danmarks areal). Kun fuldt optegnede kvadrater er udpegede. Sort skravering angiver ikke-udpegede kvadrater, som fejlagtigt kan opfattes som udpegede, fordi alle omkringliggende kvadrater er udpeget.



Figur 37. Biodiversitetskortet – et prioriteret Danmarkskort. Alle arealer med en bioscore > 6 (samlet set lidt mindre end 8,5% af DK-areal) overlejret med kvadrater udvalgt med henblik på at omfatte halvdelen af Danmarks naturareal, defineret som løvskov, lysåben natur, sø (3600 km², ca. 8,5% af DK-areal). Kun fuldt optegnede kvadrater er udpegede. Sort skravering angiver ikke-udpegede kvadrater, som fejlagtigt kan opfattes som udpegede, fordi alle omkringliggende kvadrater er udpeget. Begge udpegninger er baseret på eksisterende viden om fordelingen af rødlistede/truede arter og for bioscoren også indikatorer for potentielle levesteder for rødlistede arter.

6.3 Indsats og virkemidler

Resultatet af de fremlagte analyser viser at et netværk af nationalt og lokalt prioriteret natur, som er udpeget på grundlag af data, ikke er væsensforskelligt i arealomfang og geografisk placering fra det allerede eksisterende, løst definerede netværk af §3-beskyttet lysåben natur, Natura2000-områder og løvskov. Forskellen er, at biodiversitetskortet bygger på viden, ikke kun om den kortlagte natur, men også om arealernes værdi og betydning som levesteder for rødlistede arter. Kortet prioriterer altså den eksisterende natur i Danmark i forhold til den kendte viden om udbredelsen af rødlistede arter, og det kan jo synes overflødigt, hvis det allerede er friholdt for landbrugsdyrkning og bebyggelse.

En præmis for biodiversitetskortet er imidlertid, at den beskyttelse som dette eksisterende løse netværk giver, ikke har været tilstrækkelig til at standse tabet af biodiversitet i Danmark (2010-rapporten). Det faktum henviste Natur- og Landbrugskommissionen til som en vigtig baggrund for to af dens centrale anbefalinger, nemlig oprettelsen af et "Nationalt Naturnetværk" og stiftelsen af en "National Naturfond". Hvis man vælger at prioritere de mest truede arters levesteder først, så vil indsatsen finde sted i skove og andre eksisterende naturarealer. De opfattes allerede som natur, men er ofte ikke tilstrækkeligt beskyttet af gældende lovgivning. Hvad angår styrken af naturbeskyttelsen bør en ny artsbaseret prioritering derfor først og fremmest resultere i at beskyttelsen (mod kultiverende indgreb) øges i de højt prioriterede områder uden at dette fører til ændret beskyttelsesgrad i lavere prioriterede områder. Sagt med andre ord, stærkere beskyttelse af de mest værdifulde arealer i netværket bør ikke føre til at de mindre værdifulde arealer pløjes op. Hvad angår den omkostningskrævende naturforvaltningsindsats, fx i form af arealerhvervelser og græsningskontrakter i naturplejen, så vil en omfordeling af indsatsen, som bringer den i større overensstemmelse med prioriteringskortet, kunne være relevant.

Det er velkendt at store sammenhængende naturområder er vigtige for arternes langsigtede overlevelse, om end levestedernes kvalitet og en positiv eller stabil bestandsudvikling er første forudsætning både for arternes lokale overlevelse og for deres spredning til tomme, men ubeboede levesteder. En del af indsatsen for at sikre arternes langsigtede overlevelse kan altså meget vel ske gennem udlæg af såkaldt ny natur, som øger naturtætheden i landskabet og binder eksisterende levesteder sammen eller lægger sig som buffer mellem levestedet og en udefrakommende negativ påvirkning. En meget stor del af arterne flytter sig kun ganske langsomt fra eksisterende bestande til nye potentielle levesteder. Derfor må for eksempel konvertering af nuværende agerjord til 'ny natur' eller konvertering af plantageskov til naturskov ske strategisk i fysisk nærhed af højt prioriterede områder, hvis det skal resultere i størst mulig effekt. For eksempel kan passende næringsfattige forhold og naturlig hydrologi i lysåben natur og i de ferske vande i mange tilfælde bedst sikres ved at ny natur udlægges som bufferzone på højereliggende terræn indskudt mellem levestederne og det dyrkede landskab. Endelig vil en succesrig udvikling af nyudlagte arealer i retning af værdifulde levesteder have større chance, hvis de udlægges, hvor der allerede findes bestande af de arter som hører til i det økosystem, som kan udvikles på lokaliteten.

Store sammenhængende naturområder har en fordel mere frem for de små fragmenterede naturområder. Mange af de naturlige processer, som er med til at opretholde biodiversiteten ved at skabe variation og særlige levesteder for de truede arter er pladskrævende. Det gælder eksempelvis havets erosi-

on ved kysterne, vindens flytning af sandet i klitterne, brande, oversvømmelser og store græssende dyr. I store områder, som er disponeret til naturformål og ikke er underlagt de almindelige regler for landbrug og skovbrug, er der langt bedre muligheder for at give plads til naturens processer end i de mange små områder. Naturlige processer i store sammenhængende naturområder er i særdeleshed vigtige i en tid med globale og regionale klimaforandringer. Klimaforandringer fører til ændringer af levevilkår og påvirker bestandsstørrelser og arters geografiske udbredelser. Store naturområder vil kunne afbøde en del af disse negative effekter.

6.4 Opdatering og udvikling af biodiversitetskortet

Biodiversitetskortet skal betragtes som version 1.0. Biodiversitetskortet bygger på en meget stor del af de eksisterende relevante data om arter og indikatorer for naturtilstand, men er dog langt fra komplet. Dels findes der eksisterende data, som det af forskellige årsager ikke har været muligt at inddrage i det hidtidige arbejde og dels mangler vi endnu megen viden om dansk biodiversitet. Kortlægning af rødlistede arter er meget sporadisk og usystematisk, men også kortlægningen af levestederne og deres tilstand har endnu store mangler. Endelig vil forekomsten af arter ændre sig med tiden, især i en tid med store globale forandringer i klima og arealanvendelse, således at de benyttede data vil forældes. Heldigvis kommer der hele tiden nye data om arternes forekomst, ikke mindst fordi internettet har gjort det langt lettere end tidligere at rapportere og kvalitetssikre fund af arter med stor geografisk præcision.

Biodiversitetskortet bygger på analyser og tests, men datamængden bag kortet er så stor, at vi vurderer at der stadigvæk er potentiale for at optimere på kortet ved at sikre en endnu bedre udnyttelse af data end i dag. De principper som ligger til grund for kortet bygger på mange års forskning i brugen af biodiversitetsdata til naturplanlægning og naturbeskyttelse ved Københavns og Aarhus universiteter og erfaringen er éntydigt at værktøjerne bliver bedre og bedre med tiden. En del af udviklingen af prioriteringsværktøjer på kort sker også i dialog med brugerne, når de får mulighed for at kommentere på kortet og viderebringe erfaringer med at bruge det i praksis.

Biodiversitetskortet omfatter i version 1.0 alle terrestriske og ferske økosystemer i Danmark, men ikke havet omkring Danmark. De danske havområder er internationalt enestående og biodiversiteten i havet har behov for beskyttelse og planlægning på samme måde som biodiversiteten på land. Det er derfor en overvejelse værd om næste generation af kortet skulle omfatte havet også.

Det vil derfor samlet set være af stor betydning for Biodiversitetskortet, at det løbende kan vedligeholdes, opdateres og videreudvikles.

Af kommende data, som det vil være værdifuldt at inddrage i biodiversitetskortet, kan her nævnes igangværende atlasprojekter og kortlægninger af fugle, sommerfugle, guldsmede, mosser og havfisk samt det nu afsluttede atlasprojekt for karplanter, som indeholder værdifulde data, der endnu ikke er kommet i brug. Dertil kommer de løbende data fra nationale overvågningsprogrammer og frivillig registrering af arter i databaser og portaler som Naturbasen og DOFbasen. Desuden foreligger endnu ikke udnyttede private data og museumsdata for vigtige artsgrupper som laver, edderkopper, løbebiller, bier og flere andre insektgrupper.

Stikprøver af artsdata har vist et behov for en kvalitetssikring af detaljerede rødlistedata, ud over den som er foregået i de respektive fagmiljøer. Disse problemer bør samles op i en fremtidig opdatering af kortet.

Også i forhold til proxy-lagene foreligger der ikke-anvendte data, og nye vil komme til. Blandt de vigtigste er data fra den danske skovstatistik, NFI (National Forst Inventory), hvor der siden år 2000 årligt er indsamlet information om skovenes træarts sammensætning og aldersfordeling, skovstruktur, driftsform og en række andre forhold på omkring 2000 prøveflader i de danske skove. Der foregår også aktiviteter med henblik på at kortlægge forekomsten af løv- og nåleskov i Danmark, hvilket pt. er en helt fundamental mangel i forhold til udviklingen af Biodiversitetskortet og i øvrigt i forvaltning af natur og biodiversitet. Endelig åbner nye værktøjer indenfor remote sensing – bl.a. LiDAR scanninger – for nye muligheder i forhold til kortlægningen af strukturer af betydning for vurdering af levestedernes værdi for rødlistede arter.

I forhold til den videnskabelige forståelse af sammenhængen mellem levestedernes egenskaber og den resulterende biodiversitet, vil vi forvente en betydelig bedre forståelse i de kommende år. Løbende analyser af store datasæt gør os hele tiden klogere, og igangværende projekter som eksempelvis Biowide vil helt givet bidrage til at fremtidige biodiversitetskort kan blive endnu bedre.

En fremtidig opdatering af biodiversitetskortet bør også omfatte tilgængeligheden af nye data bl.a. ude i kommunerne. Nye vigtige datasæt f.eks. fra atlasprojekterne bør gøres tilgængelige sammen med de øvrige data i Biodiversitetskortet efterhånden som de bliver til rådighed. På dette punkt er der oplagt et behov for et samarbejde mellem myndigheder og dataportaler, eventuelt med inddragelse af DanBIF som det nationale knudepunkt for biodiversitetsdata.

Der vil også være behov for at nye data integreres direkte i biodiversitetskortet, og at fornyede beregninger og prioriteringsanalyser gennemføres tilsvarende. Det vurderes, at dette endnu ikke vil kunne gennemføres som en automatiseret proces, blot ved at ny data indlægges i de eksisterende databaser, selvom dette kan være målet på længere sigt. I forbindelse med sådanne opdateringsprojekter vil det også være oplagt at gennemføre "forædling" af flere eksisterende artsdata i form af indtastning, samling og standardisering af "spredte" datasamlinger, samt geolokalisering af flere artsgrupper jf. de beskrevne metoder. I forhold til den nationale prioritering på basis af komplementaritetsprincippet kunne man bl.a. med fordel afsøge mulighederne for analyser med en bedre rumlig opløsning end de 10 × 10 km, som hidtil er benyttet.

De data og analyser som ligger til grund for biodiversitetskortet har således flere potentielle anvendelsesmuligheder. Det er oplagt at bruge kortet til at lave prioriteringsanalyser for en optimal udlægning af arealer til ny natur. Denne problemstilling har allerede været berørt i perspektiveringen ovenfor, men vi har endnu ikke lavet analyser af dette.

Endelig er der både behov og potentiale for at anvende data mere direkte i en analytisk prioritering af virkemidler i naturforvaltningen, således at virkemidler kobles effektivt til at sikre beskyttelsen af netop de artsgrupper eller levesteder som skal forvaltes lokalt.

7 Litteratur

Anonym (1996). Bekendtgørelse nr 142 af 21/11/1996 af Konvention af 5. juni 1992 om den biologiske mangfoldighed.

<https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=83039>

Anonym (2011). Bekendtgørelse nr 144 af 20/01/2011 om klassificering og fastsættelse af mål for naturtilstanden i internationale naturbeskyttelsesområder. <https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=135852>.

Balmford, A., Gaston, K. J., Rodrigues, A. S. & James, A. (2000). Integrating costs of conservation into international priority setting. *Conservation Biology* 14: 597-605.

Bladt, J., Larsen, F. W. & Rahbek, C. (2008). Does taxonomic diversity in indicator groups influence their effectiveness in identifying priority areas for species conservation? *Animal Conservation* 11: 546-554.

Convention on Biological Diversity (2010). COP 10 Decision X/2. Nagoya, Japan. <http://www.cbd.int/sp/>

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.

De Økonomiske Råd (2012). Økonomi og Miljø 2012, Biodiversitet. De økonomiske Råd. <http://www.dors.dk/sw9038.asp>

Det Økonomiske Råd (2000). Dansk Økonomi, Efterår 2000: Kap. II Naturforvaltning og biologisk mangfoldighed. Det økonomiske Råd. <http://www.dors.dk/sw1165.asp>

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://www2.dmu.dk/Pub/SR40.pdf>

Ejrnæs, R., Wiberg-Larsen, P., Holm, T. E., Josefson, A., Strandberg, B., Nygaard, B., Andersen, L. W., Winding, A., Termansen, M., Hansen, M. D. D., Søndergaard, M., Hansen, A. S., Lundsteen, S., Baattrup-Pedersen, A., Kristensen, E., Krogh, P. H., Simonsen, V., Hasler, B. & Levin, G. 2011: Danmarks biodiversitet 2010 – status, udvikling og trusler. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 152 sider – Faglig rapport fra DMU nr. 815. <http://www2.dmu.dk/pub/fr815.pdf>

Friberg, N., Todsén, H., Kristensen, E. & Jensen, P. N. 2013. Beskrivelse af elementer til inddeling af vandløbsstrækninger i forskellige klasser med henblik på en prioritering i forhold til vandplanerne. Notat, DCE - National Center for Miljø og Energi. http://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Basisanalyser/Elementer_til_inddeling_af_vandloebstraekninger_05122013.pdf

Greve, M. H., Christensen, O. F., Greve, M. B., Kheir, R. B. (2014). Change in peat coverage in Danish cultivated soils during the past 35 years. *Journal of Soil Science*, doi: 219231e9-ae70-4173-922e-888de1039f9e.

Hillkjær, T. (2003). Den danske naturskovstrategi – en kvantitativ vurdering med undersøgelse af indikatorforhold mellem udvalgte skovlevende dyre- og plantegrupper. Specialrapport. Københavns Universitet, Zoologisk Museum. <http://www.dmu.dk/Pub/SR40.pdf>

IUCN (2013). Guidelines for using the IUCN red list categories and criteria, version 10. International Union for Conservation of Nature. <http://www.iucnredlist.org/technical-documents/red-list-training/red-list-guidance-docs>

Jepsen, K. J. & Sørensen, K. S. (2001). Brug af algoritmer som redskab til evaluering og planlægning af naturbeskyttelse. Specialrapport. Skov og Landskab, KVL.

Johannsen, V. K., Dippel, T., Friis Møller, P., Heilmann-Clausen, J., Ejrnæs, R., Larsen, J. B., Raulund-Rasmussen, K., Rojas, S. K., Jørgensen, B.B., Riis-Nielsen, T., 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. 90 s. ill. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet.

Larsen, F. W., Bladt, J. & Rahbek, C. (2009). Indicator taxa revisited: useful for conservation planning? *Diversity and Distributions* 15: 70-79.

Larsen, F. W., Bladt, J., Balmford, A. & Rahbek, C. (2012). Birds as biodiversity surrogates: will supplementing birds with other taxa improve effectiveness? *Journal of Applied Ecology* 49: 349-356.

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.

Lund, M. P. & Rahbek, C. (2002). Cross-taxon congruence in complementarity and conservation of temperate biodiversity. *Animal Conservation* 5: 163-171.

Lund, M. P. & Rahbek, C. (2000). En kvantitativ biologisk analyse af dansk naturforvaltning med focus på den biologiske mangfoldighed. Arbejdspapir 2000: 1. Det Økonomiske Råds Sekretariat.

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.

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: 243-253.

Miljøstyrelsen (1998). Biologisk bedømmelse af vandløbskvalitet. Vejledning nr. 5: 1998, Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.
<http://www2.mst.dk/udgiv/Publikationer/1998/87-7810-995-7/pdf/87-7810-995-7.PDF>

Naturbasen (2014). Kvalitetssikrede naturobservationer downloadet d. 25. marts 2014 fra www.fugleognatur.dk og benyttet i henhold til licens B01/2014.

Nielsen, R. F. (2003). NOVANA-programmets seks de danske ansvarsarter – Effektive indikatorarter for Danmarks biologiske mangfoldighed? Speciale-rapport. Københavns Universitet, Zoologisk Museum.

Petersen, A. H., Larsen, F. W., Rahbek, C., Strange, N. & Lund, M. P. (2005). Naturværdier i Danske Nationalparker. En kvantitativ analyse af den biologiske mangfoldighed i potentielle danske nationalparker. Center for Makroøkologi, Københavns Universitet.
http://www.friluftstraadet.dk/media/195974/Nationalparker_rapport_final_Lille_fil.pdf

Petersen, A. H., Strange, N., Anthon, S., Bjørner, T. B. & Rahbek, C. 2012. Bevarelse af biodiversiteten i Danmark. En analyse af indsats og omkostninger. Arbejdspapir 2012:2. De Økonomiske Råd.
<http://www.dors.dk/graphics/Synkron-Library/Publikationer/Arbejdspapirer/Arbejdspapir%202012-2.pdf>

Reyers, B., van Jaarsveld, A. S. & Krüger, M. (2000). Complementarity as a biodiversity indicator strategy. Proceedings of the Royal Society of London, Biological Sciences 267: 505-513.

Strange, N., Rahbek, C., Jepsen, J. K. & Lund, M. P. (2006). Using farmland prices to evaluate cost-efficiency of national versus regional reserve selection in Denmark. Biological Conservation 128: 455-466.

United Nations (1992). Convention on biological diversity. United Nations.
<https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf>

Williams, P. H., Burgess, N. & Rahbek, C. (2000). 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.

Williams, P. H. (1998). Key sites for conservation: area-selection methods for biodiversity. In: Mace, G. M., Balmford, A. & Ginsberg, J. R. (eds.) Conservation in a changing world, s. 211-249. Cambridge University Press.

Wind, P. (2003). Manual for rødlistning af plante- og dyrearter i Danmark. Danmarks Miljøundersøgelser. Danmarks Miljøundersøgelser – Teknisk anvisning fra DMU nr. 20.
http://www2.dmu.dk/1_viden/2_publicationer/3_tekanvisning/rapporter/ta20.pdf

Appendiks 1

Kvadratnet data. Oversigt over bagvedliggende datasæt og kilder.

Hvor opdatering af original-data er nævnt, er hovedfokus lagt på sjældne arter.

Artsgruppe	Beskrivelse	Originale kilder
Guldsmede 47 arter	Faunistisk gennemgang med oplysninger frem til 1998. Overordnede udbredelseskort konverteret til kvadratnet-data. Sjældne arter dog indlagt efter kendte lokaliteter (2005) efter national liste over fund frem til og med 2004, rødlisten samt oplysninger fra Jan Fishcer Rasmussen. Opdateret august 2011 efter oplysninger fra Lars Iversen	Nielsen 1998 Holmen 2004
Græshopper 27 arter	Faunistisk gennemgang med oplysninger frem til 1999. Overordnede udbredelseskort konverteret til kvadratnet-data. Sjældne arter dog indlagt efter kendte lokaliteter (2005) efter oplysninger i rødlisten og fra Ole Fogh Nielsen. Opdateret i 2011 efter oplysninger fra Lars Iversen	Nielsen 2000
Bredtæger, randtæger og ildtæger 63 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 og anvendt på den måde i nærværende undersøgelser. Opdateret august 2011 efter oplysninger fra Søren Tolsgaard.	Tolsgård 2001
Smældere 23 arter	Faunistisk gennemgang af arter tilknyttet gammel skov. Fund 1950-1997 anvendt (fleste fund 1970-1997). Opdateret i 2011 efter oplysninger fra Ole Martin	Martin 1989 Martin & Munch 1998
Torbister 21 arter	Eksisterende viden sammenstillet af Palle Jørum (2014). Oplysninger fra bl.a. egne fund, Entomologiske Meddelelser og Naturbasen. Kun rødlistede arter: Alle CR-, EN-, VU- og enkelte NT-arter (georefererede data til nærværende projekt)	Palle Jørum, Entomologiske meddelelser, Naturbasen
Træbukke 18 arter	Eksisterende viden sammenstillet af Ole Mehl (2014). Oplysninger fra bl.a. egne fund, Entomologiske Meddelelser og Naturbasen. Kun rødlistede arter (CR, EN, VU, NT) og enkelte andre sjældne arter (georefererede data til nærværende projekt)	Ole Mehl, Entomologiske meddelelser, Naturbasen
Vandtrædere 18 arter	Faunistisk gennemgang. Data fra 1950 og frem anvendt Opdateret efter oplysninger for Mogens Holmen 2011	Holmen 1981
Svirrefluer 250 arter	Atlasundersøgelse. Fund 1960-1993 anvendt. Opdateret af Rune Bygebjerg (2013/14), efter oplysninger fra bl.a. egne fund, Entomologiske Meddelelser, Naturbasen og museumssamlinger. Også taksonomi revideret. Enkelte arter med særlig usikker udbredelse taget ud.	Torp 1994

Fortsættes.

Artsgruppe	Beskrivelse	Originale kilder
Dagsommerfugle 59 arter	Atlasundersøgelse 1990-1993. Opdateret 2005 og 2011 efter oplysninger fra Per Stadel Nielsen. Opdateret i 2014 efter oplysninger sammenstillet af Flemming Helsing (Georefererede data til nærværende projekt)	Stolze 1994
Natsommerfugle 183 arter	Atlasundersøgelse af sværmere og spindere. Fund 1950-1980 anvendt. Udbredelser opdateret 2005 og 2011 efter oplysninger fra Per Stadel Nielsen (en del arter taget ud pga. for usikre data). Opdateret i 2014 og data for yderligere rødlistede arter tilføjet efter oplysninger sammenstillet af Flemming Helsing Nielsen (Georefererede data til nærværende projekt)	Kaaber 1982
Ferskvandsfisk 33 arter	Atlasundersøgelse 2006-2010.	Carl & Møller 2012
Padder og krybdyr 19 arter	Atlasundersøgelse 1976-86. Opdateret 2011 efter oplysninger fra Kåre Fog.	Fog 1993
Fugle 182 arter	Atlasundersøgelse 1993 -1996. Opdateret august 2011 efter oplysninger fra bl.a. Dansk Ornitologisk Forening	Grell 1998
Pattedyr 46 arter	Atlasundersøgelse. Observationer 1975-2005 anvendt (flest obs. 2000-2003). Opdateret august 2011 efter oplysninger fra bl.a. Hans Baagøe	Baagøe & Jensen 2007
Karplanter 338 arter	Sammenstilling af data fra to kilder: Atlasdata 1991-2012: Alle rødlistede arter: CR, EN, VU, NT + Udvalgte ikke-truede skovarter Oplysninger fra Peter Wind (bl.a. fra DCE's naturovervågning)	Atlas Flora Danica Data stillet til rådighed af Dansk Botanisk Forening
Basidiesvampe 490 arter	Atlasundersøgelse. Fund 1990-2012 anvendt (flest fund 2005-2012) Udvalgte slægter med relativt sikre udbredelsesdata.	Danmarks Svampeatlas Udtræk fra database 2012

Referencer

- Baagøe, H.J. & Jensen T. S. (red.) (2007). Dansk Pattedyratlas. Gyldendal 392 s.
- Carl, H. & Møller, P.R. (red.) (2012). Atlas over Danske Ferskvandsfisk. Statens Naturhistoriske Museum 700 s.
- Fog, K. (1993). Oplæg til forvaltningsplan for Danmarks padder og krybdyr. Skov- og Naturstyrelsen.
- Grell, M. (1998). Fuglenes Danmark. Gads Forlag og Dansk Ornitologisk Forening.

- Holmen, M. (1981) Status over Danmarks Haliplidae (Coleoptera) med bemærkninger om zoogeografi og autøkologi. Entomologiske Meddelelser 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.
- Kaaber, S. (1982). De danske sværmere og spindere Geografisk udbredelse og fluktuationer 1850-1980. Dansk Faunistisk Bibliotek 3, Scandinavian Science Press.
- Martin, O. (1989). Smældere fra gammel løvskov i Danmark. Entomologiske Meddelelser 57: 1-110.
- Martin, O. & Munch, S. (1998 upubliceret manuskript). Trælevende smældere i Danmark – Status 1998. Zoologisk Museum, 1998
- 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
- Stolze, M. (1994). An annotated Atlas of the Danish Butterflies. Ph.D.-afhandling. Zoologisk Museum, Københavns Universitet
- Tolsgaard, S. (2001). Status over danske bredtæger, randtæger og ildtæger (Heteroptera: Pentatomoidea, Coreoidea og Pyrrhocoridae). Entomologiske Meddelelser 69: 3-46.
- Torp, E. (1994). Danmarks svirrefluer (Diptera: Syrphidae). Danmarks Dyreliv, bind 6, Apollo books, Stenstrup.

Appendiks 2

Teknisk anvisning til geolokalisering af artsfund

Baggrund

Konkrete artsfund fra eksisterende databaser (Naturbasen, DOFbasen m.fl.) er ofte rumligt upræcise, fordi de er knyttet til en lokalitet eller center af en gridcelle. Sådanne data kan være nyttige til at beskrive arternes nationale udbredelse i et kvadratnet, men de kan ikke bruges til at vurdere og prioritere konkrete naturområders beskyttelses- og forvaltningsbehov, fordi der mangler en geografisk kobling af fundene.

Formål

Formålet med denne geolokalisering af fund af sjældne og rødlistede arter er, at få eksperters vurdering af den nuværende udbredelse af disse arter. Ved indtegnning af polygoner eller punkter søger vi at præcisere den nuværende udbredelse med kvantificering af den usikkerhed, der måtte være knyttet til denne.

Metode

Metoden er udviklet til geolokalisering af truede arter tilhørende artsgrupper med stedtilknytning. Stedtilknytning betyder i praksis at arten har en specialiseret habitat-niche med begrænset udbredelse (dødt ved, moser, skovlysninger, græsland, hede, klit, ualmindelige værtsplanter eller lign).

En udpeget ekspert gennemgår alle kendte fund fra eksisterende databaser samt kendte upublicerede fund indenfor en tidsramme som vurderes at være relevant i forhold til vurdering af arternes nuværende udbredelse. For hvert fund tages der stilling til om fundet er troværdigt (sted, finder, tid) og dernæst om forekomsten stadigvæk findes eller arten vurderes at være forsvundet. Hvis den er forsvundet vurderes det om levestedet også er ødelagt. Hvis arten stadigvæk findes, præciseres artens levested så vidt muligt geografisk i form af et punkt eller et polygon og usikkerheden på dette levested angives (usikkerheden kan både skyldes, at der er tvivl om levestedets geografiske placering eller der er tvivl om artens fortsatte forekomst). Levestedets geografiske lokalisering angives ved indtegnning af et eller flere polygoner til geografisk repræsentation af det/de konkrete fund der er tale om. Ved levested forstås her typisk det sted hvor arten yngler eller gennemfører den kritiske del af livsfasen. For arter med forvandling vil det ofte være larvestadiet, men kan eventuelt også være nektarressourcer for imago.

Hvis det vurderes at en observation ikke kan knyttes til et levested eller levested (fx tilfældige trækkende arter eller ukendt findested), foretages ingen geolokalisering. I stedet noteres det i den supplerende excelfil, at der vurderes at være tale om trækkende individer eller ukendt findested.

Det er muligt at angive et levested som enten et punkt eller et polygon (se hvordan nedenfor). Normalt vil et punkt kun give mening hvis levestedet er punktformet (fx et konkret træ eller vandhul) eller hvis arten er stationær (plante eller svamp) og kun forekommer dette konkrete sted. I praksis vil punktet i forhold til den senere anvendelse af data i naturnetværket blive knyttet til det polygon (mark, skov, §3-område) som punktet ligger i. Hvis man ikke kan lokalisere forekomsten mere præcist end et centrumkoordinat, kan det derfor være hurtigt at bruge punktforekomsten til lokalisering, men

hvis man ved at forekomsten dækker et større område, vil det være mere retvisende at indtegne et polygon som repræsenterer dette område.

Hvis det ikke er muligt at knytte fundet til en konkret lokalitet, kan eksper-ten i stedet knytte fundet til et større geografisk leveområde indenfor hvilket arten forekommer. Dette kan især være relevant for arter som er lokalt al-mindelige og udnytter et ukendt netværk af egnede levesteder (fx arter med metapopulationsstruktur), og hvor det ikke er praktisk muligt at knytte ar-ten til konkrete områder.

Usikkerheden ved om arten forekommer indenfor/på/i det angivne leve-sted eller leveområde angives som en af følgende:

- A. Det er helt sikkert (>95%) at arten forekommer her
- B. Det er overvejende sandsynligt (75-95%) at arten forekommer her
- C. Det er sandsynligt, men usikkert (25-75%), at arten forekommer her.

Geolokaliseringen foregår i Google Earth, fordi dette program er frit tilgæn-geligt, indeholder fleksible og enkle funktioner til stedsangivelse og giver mulighed for efterfølgende konvertering af data til eksisterende GIS-platformer.

Eksperten modtager en Google Earth fil og en excelfil med fundoplysninger og returnere en ny Google Earth fil med geolokaliserede fund samt den gamle excelfil med afkrydsning af supplerende informationer under fanen "fund" samt evt. supplerende oplysninger om artens levested, værtsplante mm under fanen "arter".

Fremgangsmåde

- Google earth downloades fra <http://www.google.com/earth/download/ge/agree.html>. Tryk på "Agree and Download" knappen. "Afving" evt. de to Google Chrome felter, hvis du ikke ønsker denne som browser.
 - ♦ Et pop-up vindue åbner – her trykkes "save file".
 - ♦ Endnu et pop-up vindue åbner (dette er vinduet med alle downloadede filer) – dobbeltklik på setup-filen "GoogleEarth-Setup.exe"
 - ♦ Tryk Run
 - ♦ Accepter at filen laver ændringer på din computer (tryk "yes")
 - ♦ Google Earth er nu installeret på din computer og du kan finde programmet Start under "All programmes" hvis ikke det ligger som genvej på skrivebordet. Ikonet for Google Earth ser således ud:



- I Dropbox ligger henholdsvis mapper og filer. Heriblandt et 10x10km kvadratnet for hele DK (Grid.kmz); En mappe (§3 natur) med 9 filer med polygondata for forskellige naturtyper (Eng.kmz, Hede.kmz, Mose.kmz, Overdrev.kmz, Strandeng.kmz, Soe_oer.kmz, Soe_JyllandSyd.kmz, Soe_JyllandSyd.kmz, Vandløb.kmz, naaleskov.kmz og loevskov.kmz), samt en mappe med artsdata og en excelfil (obs-fil_organismegruppe.xlsx). Gem alle filer på din computer.
- Åbn Google Earth

- Tryk på Fil i menuen (øverste venstre hjørne); gå til Åbn og vælg KMZ filerne én af gangen. De bliver nu synlige i boksen til venstre under "Steder".
- Kvadratnettet er umiddelbart synligt på kortet, når man har åbnet filen (filen hedder nu WMnet_10kmnet_ETRS89). Tilpasning af farver, gennemsigthed og lignende kan ske ved at højreklikke på navnet i menuen til venstre, vælge properties/egenskaber og "style, color".
- Det kan tage lidt tid at indlæse filerne med de forskellige naturtyper, men når de er læst ind, kan de temaer man ikke bruger, klikkes af for at undgå træghed ved zoom osv.
- Artsfilerne skal "pakkes ud": dobbeltklik filnavnet i Google Earth; dobbeltklik på den fremkomne mappe; de forskellige observationer af arten er nu synlig i boksen til venstre.
- Klik på den første observation i boksen til venstre. Nu fremkommer en boble med informationer om observationen på kortet. Zoom in på observationen på kortet ved at dobbeltklikke på observationen i boksen til venstre én eller flere gange eller tryk på + i baren helt til højre på kortet. Zoom kan også foretages ved at scrolle med musen. Hvis boblen forsvinder undervejs trykkes igen på observationen i boksen til venstre. Kortet kan "rykkes" ved at trykke og holde nede mens man flytter musen.
- Boblen er fæstet i center for gridcellen eller i center for et givet lokalitetsnavn. I boblen er oplyst blandt andet lokalitetsnavnet og observationsår efterfulgt af finder (e.x. 2001 TBA, hvis der står NA eller ingenting efter årstallet er finderen ukendt). Et fund er i denne sammenhæng defineret som en unik kombination af art og lokalitet/kvadrat og "fundet" kan godt bestå af mange gentagne observationer af arten gennem en årrække foretaget af forskellige personer.
- Filerne med naturtyper kan klikkes af og på efter behov. Der er to muligheder for at geolokalisere fund: ved hjælp af punkter (nåle) eller ved indtegning af et polygon der afgrænser artens levested eller leveområde. Begge metoder er beskrevet nedenfor. Det er frit for den enkelte at bruge den metode, der er bedst egnet til at repræsentere fundene geografisk. Om muligt bruges kun én af typerne til observationer af samme art. Da viderebehandlingen af data kræver separate filer for punkter og polygoner bruges artsnavn_polygon.kml eller artsnavn_punkt.kml filerne til indtegning af fund alt efter hvilke type, der bruges.
- Inden geolokaliseringen af fund for en art påbegyndes oprettes en ny mappe under artsmappen for art "x" ved at højreklikke på google-earth-ikonet kaldet "artsfil" i boxen til venstre. Der vælges "tilføj" og "mappe". Navngivning af mappen er ikke nødvendig. De nye polygoner/punkter lægges i den nye mappe – altså adskilt fra de oprindelige funddata. Hvis både punkter og polygoner benyttes til samme art, oprettes nye mapper i både artsnavn_polygon.kml og artsnavn_punkt.kml filen.
 - ♦ POLYGON: Fra værktøjsbaren foroven hentes polygon-værtøjet ved at dobbeltklikke og trække det til det rigtige sted på kortet. Med markøren klikkes nu i "hjørnerne" af det polygon, man vil tegne. Polygonet fremkommer herefter som en hvid flade. Polygonet navngives i overensstemmelse med fundet – altså et bogstav efterfulgt af observationsnummeret. Bogstavet angiver nøjagtigheden/rigtigheden af fundets nye placering i forhold til lokalitetsnavnet: A (sikker stedfæstelse), B (sandsynlig stedfæstelse), C (usikker stedfæstelse). For observationer, der umuligt kan stedfæstes noteres det om stedet er ukendt eller der er tale om trækkende individer ud for fundets artsnavn og ID-nummer i den supplerende excel-fil. Disse op-

lysninger kan bruges, hvis andre eksperter har supplerende viden om "umulige" fund. Æt fund kan placeres flere steder, hvis fundet er sandsynligt i flere adskilte polygoner ud fra lokalitetsnavnet. I dette tilfælde gives fundet samme navn i de to placeringer, dog eventuelt forskellige sikkerheder.

Hvis arten er forsvundet fra lokaliteten siden observationsåret angives dette ved et "+" i navnet, der placeres allerførst – dvs. før bogstavet.

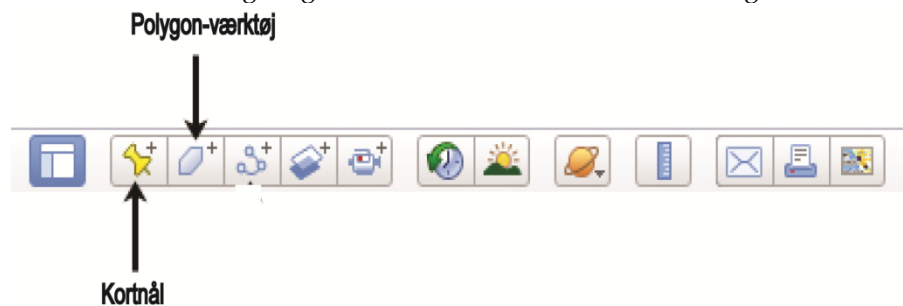
Hvis arten er forsvundet fra lokaliteten og levestedet desuden er ødelagt angives dette ved "++" i navnet – før bogstavet.

Ud over betegnelserne A, B og C som er knyttet til nøjagtigheden af geolokaliseringen kan O benyttes for leveområde og D for delpopulationsfund. O kan bruges i tilfælde hvor arten kan findes i et stort område (leveområde), men det specifikke levested afhænger af tidslig/rumlig variation i f.eks. lysninger. O benyttes også ved geolokalisering af lokalt eller regionalt udbredte arter, som findes i større områder. Hvis der er behov for yderligere forklaring af/begrundelse for vurderingskriterierne for geolokalisering af en art/afgrænsning af polygoner, kan dette tilføjes i kolonnen "bemærkninger" i filen "obs_fil_organismegruppe.xlsx" under fanen "fund".

- ♦ NÅL: Fra værktøjsbaren foroven hentes en nål (se nedenstående figur) ved at dobbeltklikke og trække den til det rigtige sted på kortet. Markøren navngives i overensstemmelse med fundet – altså et bogstav efterfulgt af observationsnummeret. Bogstavet angiver nøjagtigheden/rigtigheden af fundets nye placering i forhold til lokalitetsnavnet: A (sikker stedfæstelse), B (sandsynlig stedfæstelse), C (usikker stedfæstelse). For observationer, der umuligt kan stedfæstes noteres det om stedet er ukendt eller der er tale om trækkende individer ud for fundets artsnavn og ID-nummer i den supplerende excel-fil. Disse oplysninger kan evt. bruges, hvis andre eksperter har supplerende viden om "umulige" fund. Æt fund kan placeres flere steder, hvis fundet er sandsynligt flere steder ud fra lokalitetsnavnet. I dette tilfælde gives fundet samme navn i de to placeringer, med mindre der er forskellig sikkerhed knyttet til angivelser – da gives samme nummer men forskelligt bogstav.

Hvis arten er forsvundet fra lokaliteten siden observationsåret angives dette ved et "+" i navnet, der placeres allerførst – dvs. før bogstavet.

Hvis arten er forsvundet fra lokaliteten og levestedet desuden er ødelagt angives dette ved "++" i navnet – før bogstavet.



- Hvis fundet ikke kan stedfæstes ud fra oplysningerne sættes et kryds i kolonnen "Ukendt findested" i obsfilen under fanen "Fund".

- Hvis du har kendskab til andre levesteder end dem, der er angivet i filen – dvs. "huller" i datasættet, indtegnes de supplerende levesteder med polygoner/punkter. Disse navngives "#_artsnavn", hvor # er et fortløbende tal startende fra 1 hvis der er flere nye levesteder for samme art.
- I excel-filen (obsfil_organismegruppe.xlsx) under fanen "fund" med oplysninger om lokalitetsnavne for steder, hvor arten er fundet, observatør, årstal mv. udfyldes kolonnen "Ekspert på lokaliteten" med oplysninger om, om eksperten selv har været på lokaliteten, så man kan få et indtryk af sikkerheden af geolokaliseringen
- Når alle punkter/polygoner er indtegnet slettes de oprindelige punkter ved at slette under-mappen hvor punkterne er i. Dette gøres ved at højreklikke på mappen og vælge "slet". Dette gør det lettere for os at arbejde videre med data.
- Når alle markører er placeret højreklikkes på filen i boksen til venstre. I menuen vælges Email og kmz-filen sendes til akb@dmu.dk og jsb@dmu.dk.
- Observationer af trækkende individer behøver ikke et indtegnet polygon, men kan bare noteres som trækkende i kolonnen "Trækkende individ" i obsfilen (excelfil) under fanen "fund".
- For at undgå tidsspilde ved indtegning af identiske polygoner for samme art med forskelligt id, noteres det polygon-ID-nr, som pågældende observation er magen til i kolonnen "samme poly som" i obsfilen under fanen "Fund".

Supplerende oplysninger om arter:

Alt efter organismegruppe kan det være nyttigt at angive supplerende oplysninger for de enkelte arter. Disse oplysninger kan bruges i fortolkningen af præcisions angivelser, ved subsetting af data til specifikke analyser mv. Supplerende oplysninger kunne fx. bestå af angivelse af artens mobilitet (stationær, semimobil, højmobil). En beskrivelse af arternes levested kan også være nyttig med angivelse af foretrukne habitattyper, værtsplanter mv. Oplysningerne angives i excel-filen under fanen "arter". Supplerende oplysninger sendes ligeledes til akb@dmu.dk og jsb@dmu.dk.

Appendiks 3

Afgrødekoder med angivelse af type og af vores kodning af arealerne som intensive, semi-intensive eller ekstensive.

Kode	Type	Kodning
1	Spring barley	intensiv
2	Spring wheat	intensiv
3	Oat	intensiv
4	Other cereals	intensiv
5	Corn	intensiv
6	Spring wheat	intensiv
7	Cereals/legumes max. 50% legumes	intensiv
10	Winter barley	intensiv
11	Winter wheat	intensiv
13	Winter wheat	intensiv
14	Winter rye	intensiv
15	Hybrid rye	intensiv
16	Triticale	intensiv
17	Other cereals	intensiv
21	Spring rape	intensiv
22	Winter rape	intensiv
23	Turnips	intensiv
24	Sunflower	intensiv
25	Soybeans	intensiv
30	Peas	intensiv
31	Broad beans	intensiv
32	Sweet lupin	intensiv
35	Perennial legumes	intensiv
36	Other legumes	intensiv
40	Oil flax	intensiv
41	Textile flax	intensiv
42	Hemp	intensiv
50	Other broadleaved crop	intensiv
101	Cockle seeds	intensiv
102	Cockle seeds	intensiv
103	Cockle seeds	intensiv
104	Cockle seeds	intensiv
105	Timothy-grass seeds	intensiv
106	Orchard grass seeds	intensiv
107	Meadow fescue seeds	intensiv
108	Rødsvingelfrø	intensiv
109	Rajsvingel	intensiv
110	Stivbladet svingelfrø	intensiv
111	Strandsvingelfrø	intensiv

112	Engrapgræsfrø (marktype)	intensiv
113	Engrapsgræsfrø (plæntype)	intensiv
114	Alm. rapgræsfrø	intensiv
115	Hvenefrø	intensiv
116	Rajgræs	intensiv
117	Rajgræs efterårsudl. hybrid	intensiv
118	Rajsvingelfrø, efterårsudlagt	intensiv
120	Kløverfrø	intensiv
121	Græsmarksbælgplanter	intensiv
122	Kommenfrø	intensiv
123	Valmuefrø	intensiv
124	Spinatfrø	intensiv
125	Bederoefrø	intensiv
126	Andet markfrø til udsæd	intensiv
150	Læggekartofler	intensiv
151	Stivelseskartofler	intensiv
152	Spisekartofler	intensiv
153	Kartofler	intensiv
160	Roer til fabrik	intensiv
161	Cikorierødder	intensiv
162	Andre industriafr./rodfr.	intensiv
170	Græs/kløvergr. til fabrik (omdrift)	intensiv
171	Lucerne slæt + eget foder	intensiv
172	Lucerne m/min 25% græs slet(+eget foder)	intensiv
173	Kløver til slæt.	intensiv
174	Kløvergræs til fabrik	intensiv
180	Gul sennep	intensiv
181	Anden oliefrøart	intensiv
210	Vårbyg	intensiv
211	Vårhvede	intensiv
212	Havre	intensiv
213	Blandkorn	intensiv
214	Korn/bælgsæd	intensiv
215	Ærtehelssæd	intensiv
216	Silomajs	intensiv
220	Vinterbyg	intensiv
221	Vinterhvede	intensiv
222	Vinterrug	intensiv
223	Vintertertricale	intensiv
224	Blandkorn	intensiv
230	Vårkorn	intensiv
234	Korn/bælgsæd	intensiv
235	Vinterkorn	intensiv
249	Udnyttet græs ved vandboring	ekstensiv

250	Permanent grass very low yield	ekstensiv
251	Permanent grass low yield	ekstensiv
252	Permanent græs, normalt udbytte	semi-intensiv
253	Environment grass MVJ-ordn. 1 (80 N)	ekstensiv
254	Environment grass MVJ-ordn. 2 (0 N)	ekstensiv
255	Permanent græs, under 50 pct. kløver	semi-intensiv
256	Permanent græs, over 50 pct. kløver	semi-intensiv
257	Permanent græs uden kløver	intensiv
258	Permanent grass, ø-support	ekstensiv
259	Permanent græs, fabrik, over 6 tons	semi-intensiv
260	Kløvergræs under 50 pct. kløver (omdrift)	intensiv
261	Kl.græs >50% kl. (omdrift)	intensiv
262	Lucerne	intensiv
263	Græs uden kl. (omdrift)	intensiv
264	Græs og kløvergræs uden norm	semi-intensiv
265	Græs og kl. græs slæt før vårsåede afg.	intensiv
266	Græs < 50% kløver ekstr. lavt udbytte	intensiv
267	Græs <50% kløver meget lavt udbytte	intensiv
268	Græs < 50% kløver lavt udbytte	intensiv
269	Rullegræs	intensiv
270	Græs til udegrise.	intensiv
271	Recreational activities	ekstensiv
272	Perm. græs fabrik	intensiv
273	Permanent lucerne til fabrik	semi-intensiv
274	Permanent lucerne over 25 pct. græs, til fabrik	semi-intensiv
275	Rullegræs	intensiv
276	Permanent grass/clover-grass w/o norm	ekstensiv
277	Permanent kløver til fabrik	semi-intensiv
278	Permanent lucerne og lucernegræs over 50% lu	semi-intensiv
279	Permanent græs til fabrik	intensiv
280	Fodersukkerroer	intensiv
281	Kålroer	intensiv
282	Fodermarvkål	intensiv
283	Fodergulerødder	intensiv
284	Græs m. vikke & andre græsmarksbælgplanter, > 50% græs	intensiv
300	Set-aside field	ekstensiv
309	Udyrkede arealer, vandbeskyttelse, boring	ekstensiv
310	Not-managed field	ekstensiv
311	Young forest on previous field	ekstensiv
312	20-year extraction	ekstensiv
313	20-year extraction with forest	ekstensiv
315	Environment grass used as extraction	ekstensiv
317	Wetlands used as extraction	ekstensiv
318	MVJ no extraction not arable field	ekstensiv
319	MVJ extraction not arable field	ekstensiv

320	Set-aside riparian zones	ekstensiv
321	Environmental initiatives	ekstensiv
340	Riparian zone	ekstensiv
341	Riparian zone 2	ekstensiv
350	Environment grass with N quota	ekstensiv
400	Asier	intensiv
401	Asparges	intensiv
402	Bladselleri	intensiv
403	Blomkål	intensiv
404	Broccoli	intensiv
405	Courgette	intensiv
406	Grønkål	intensiv
407	Gulerod	intensiv
408	Hvidkål	intensiv
409	Kinakål	intensiv
410	Knoldselleri	intensiv
411	Løg	intensiv
412	Pastinak	intensiv
413	Rodpersille	intensiv
415	Porre	intensiv
416	Rosenkål	intensiv
417	Rødbede	intensiv
418	Rødkål	intensiv
420	Salat	intensiv
421	Savoykål	intensiv
422	Spinat	intensiv
423	Suktermajs	intensiv
424	Ærter til konsum	intensiv
429	Jordskokker	intensiv
430	Bladpersille	intensiv
431	Purløg	intensiv
432	Krydderurter	intensiv
433	Krydderurter	intensiv
440	Solhat	intensiv
448	Medicinpl.	intensiv
449	Medicinpl.	intensiv
450	Grøntsager	intensiv
500	Planteskole, buske og træer	intensiv
501	Planteskole, stauder	intensiv
502	Blomsterløg	intensiv
503	En- og to-årige planter	intensiv
504	Solbær - stiklingeopformering	intensiv
507	Hindbær, stiklingeopformering	intensiv
508	Tyttebær, tranebær og andre Vaccinium	intensiv
509	Kvæde	semi-intensiv
510	Melon	intensiv

511	Græskar	intensiv
512	Rabarber	intensiv
513	Jordbær	intensiv
514	Solbær	semi-intensiv
515	Ribs	semi-intensiv
516	Stikkelsbær	semi-intensiv
517	Brombær	semi-intensiv
518	Hindbær	semi-intensiv
519	Blåbær	semi-intensiv
520	Surkirsebær uden undervækst af græs	semi-intensiv
521	Surkirsebær med undervækst af græs	semi-intensiv
522	Blomme uden undervækst af græs	semi-intensiv
523	Blomme med undervækst af græs	semi-intensiv
524	Sødkirsebær uden undervækst af græs	semi-intensiv
525	Sødkirsebær med undervækst af græs	semi-intensiv
526	Hyld	semi-intensiv
527	Hassel	semi-intensiv
528	Æbler	semi-intensiv
529	Pærer	semi-intensiv
530	Vindruer	semi-intensiv
531	Anden træfrugt	semi-intensiv
532	Anden buskfrugt	semi-intensiv
533	Rønnebær	semi-intensiv
534	Hyben	semi-intensiv
536	Spisedruer	semi-intensiv
539	Blandet støtteberettiget frugt	intensiv
540	Tomat	intensiv
541	Agurk	intensiv
542	Salat	intensiv
543	Andre grøntsager	intensiv
544	Snitblomster / snitgrønt	intensiv
545	Potteplanter	intensiv
547	Planteskolekulturer (stauder og vedplanter)	semi-intensiv
548	Småplanter (en-årige)	intensiv
549	Lukket system 1 (en-årige)	intensiv
550	Lukket system 2 (stauder og vedplanter)	semi-intensiv
560	Containerplads 1 (frugtbuske)	intensiv
561	Containerplads 2 (en-årige)	intensive
562	Containerplads 3 (stauder og vedpl.)	intensive
563	Svampe	intensive
570	Humle	semi-intensive
579	Tagetes	intensive
580	Forest	extensive
581	Young forest, below 3 m	extensive
582	Pyntegrønt, økologisk	semi-intensive
583	Juletræer og pyntegrønt på landbrugsjord	semi-intensive

585	Permanent grass, ø-support	extensive
586	Young forest on previous field	extensive
587	Young forest on previous field	extensive
588	New national forests	extensive
589	Sustainable forests	extensive
590	Bæredygtig skovdrift i Natura 2000-område	extensive
591	Low forest	extensive
592	Willow	extensive
593	Poplar	extensive
594	Alder	extensive
596	Elefantgræs	semi-intensive
597	Reed	extensive
650	Chrysanthemum Garland.	intensive
651	Dildfrø.	intensive
652	Kinesisk kålfrø.	intensive
653	Karsefrø.	intensive
655	Radisfrø.	intensive
656	Bladbedefrø	intensive
657	Grønkålfrø	intensive
658	Gulerødderfrø	intensive
659	Kålfrø (hvid- og rødkålfrø)	intensive
660	Persillefrø	intensive
661	Kørvelfrø	intensive
662	Majroefrø	intensive
663	Pastinakfrø	intensive
664	Skorzonerrodfrø.	intensive
665	Havrerodfrø	intensive
666	Purløgfrø	intensive
667	Timianfrø	intensive
668	Blomsterfrø	intensive
669	Andet havefrø	intensive
801	Forest, not in forest block	extensive
900	Øvrige afgrøder	intensive
901	Natural area according to management law	extensive
902	Nature-like areas	extensive
903	Open areas	extensive
904	Open areas in forest	extensive
905	Anden anvendelse på tilsagnsarealer	semi-intensive
906	Afmeldte arealer	extensive
907	Grazing	extensive
908	Natural areas application for environmental approval	extensive
910	Ikke anmeldt mark	intensive

Appendiks 4

Tabel som viser konsekvensen af artsvægtninger på de resulterende vægte for kombinationer af rødlistekategori (artsniveau), sikkerhed i stedfæstelsen (forekomstniveau) og samlet forekomstareal i Danmark (artsniveau). Tabellen er sorteret efter faldende samlet vægt.

Rødliste	Rødvægt	Stedsikkerhed	Stedvægt	Areal	Arealvægt	Artstype	Vægt
CR/RE	4	A	8	<1000	5	ACR/RE<1000	160
CR/RE	4	A	8	<10000	4	ACR/RE<10000	128
EN	3	A	8	<1000	5	AEN<1000	120
EN	3	A	8	<10000	4	AEN<10000	96
CR/RE	4	A	8	<100000	3	ACR/RE<100000	96
CR/RE	4	B	4	<1000	5	BCR/RE<1000	80
VU	2	A	8	<1000	5	AVU<1000	80
EN	3	A	8	<100000	3	AEN<100000	72
CR/RE	4	B	4	<10000	4	BCR/RE<10000	64
VU	2	A	8	<10000	4	AVU<10000	64
CR/RE	4	A	8	<1000000	2	ACR/RE<1000000	64
EN	3	B	4	<1000	5	BEN<1000	60
EN	3	B	4	<10000	4	BEN<10000	48
CR/RE	4	B	4	<100000	3	BCR/RE<100000	48
VU	2	A	8	<100000	3	AVU<100000	48
EN	3	A	8	<1000000	2	AEN<1000000	48
CR/RE	4	C	2	<1000	5	CCR/RE<1000	40
VU	2	B	4	<1000	5	BVU<1000	40
NT	1	A	8	<1000	5	ANT<1000	40
EN	3	B	4	<100000	3	BEN<100000	36
CR/RE	4	C	2	<10000	4	CCR/RE<10000	32
VU	2	B	4	<10000	4	BVU<10000	32
CR/RE	4	B	4	<1000000	2	BCR/RE<1000000	32
NT	1	A	8	<10000	4	ANT<10000	32
VU	2	A	8	<1000000	2	AVU<1000000	32
CR/RE	4	A	8	>1000000	1	ACR/RE>1000000	32
EN	3	C	2	<1000	5	CEN<1000	30
EN	3	C	2	<10000	4	CEN<10000	24
CR/RE	4	C	2	<100000	3	CCR/RE<100000	24
VU	2	B	4	<100000	3	BVU<100000	24
EN	3	B	4	<1000000	2	BEN<1000000	24
NT	1	A	8	<100000	3	ANT<100000	24
EN	3	A	8	>1000000	1	AEN>1000000	24
VU	2	C	2	<1000	5	CVU<1000	20
CR/RE	4	O	1	<1000	5	OCR/RE<1000	20

NT	1	B	4	<1000	5	BNT<1000	20
EN	3	C	2	<100000	3	CEN<100000	18
VU	2	C	2	<10000	4	CVU<10000	16
CR/RE	4	O	1	<10000	4	OCR/RE<10000	16
CR/RE	4	C	2	<1000000	2	CCR/RE<1000000	16
NT	1	B	4	<10000	4	BNT<10000	16
VU	2	B	4	<1000000	2	BVU<1000000	16
CR/RE	4	B	4	>1000000	1	BCR/RE>1000000	16
NT	1	A	8	<1000000	2	ANT<1000000	16
VU	2	A	8	>1000000	1	AVU>1000000	16
EN	3	O	1	<1000	5	OEN<1000	15
EN	3	O	1	<10000	4	OEN<10000	12
VU	2	C	2	<100000	3	CVU<100000	12
CR/RE	4	O	1	<100000	3	OCR/RE<100000	12
EN	3	C	2	<1000000	2	CEN<1000000	12
NT	1	B	4	<100000	3	BNT<100000	12
EN	3	B	4	>1000000	1	BEN>1000000	12
NT	1	C	2	<1000	5	CNT<1000	10
VU	2	O	1	<1000	5	OVU<1000	10
EN	3	O	1	<100000	3	OEN<100000	9
NT	1	C	2	<10000	4	CNT<10000	8
VU	2	O	1	<10000	4	OVU<10000	8
VU	2	C	2	<1000000	2	CVU<1000000	8
CR/RE	4	O	1	<1000000	2	OCR/RE<1000000	8
CR/RE	4	C	2	>1000000	1	CCR/RE>1000000	8
NT	1	B	4	<1000000	2	BNT<1000000	8
VU	2	B	4	>1000000	1	BVU>1000000	8
NT	1	A	8	>1000000	1	ANT>1000000	8
NT	1	C	2	<100000	3	CNT<100000	6
VU	2	O	1	<100000	3	OVU<100000	6
EN	3	O	1	<1000000	2	OEN<1000000	6
EN	3	C	2	>1000000	1	CEN>1000000	6
NT	1	O	1	<1000	5	ONT<1000	5
NT	1	O	1	<10000	4	ONT<10000	4
NT	1	C	2	<1000000	2	CNT<1000000	4
VU	2	O	1	<1000000	2	OVU<1000000	4
VU	2	C	2	>1000000	1	CVU>1000000	4
CR/RE	4	O	1	>1000000	1	OCR/RE>1000000	4
NT	1	B	4	>1000000	1	BNT>1000000	4
NT	1	O	1	<100000	3	ONT<100000	3
EN	3	O	1	>1000000	1	OEN>1000000	3
NT	1	O	1	<1000000	2	ONT<1000000	2
NT	1	C	2	>1000000	1	CNT>1000000	2
VU	2	O	1	>1000000	1	OVU>1000000	2
NT	1	O	1	>1000000	1	ONT>1000000	1

Appendiks 5

Data (lokaliteter med forekomst af rødlistede arter/proxies) for søer og vandløb

Søer

Klorofyl-a proxy:

Dataudtræk foretaget af Rikke Bjerring, Bioscience

Data kilder:

NOVANA data

Karplanter:

Data sammenstillet af Peter Wiberg-Larsen

Data kilder:

STOQ (udtræk v. Lisbeth Sortkjær)

NOVANA/DEVANO data

Jens Chr. Schou (regneark)

Egne data suppleret med andres private data2

EPT taxa:

Data sammenstillet af Peter Wiberg-Larsen (PWL)

Data kilder:

PWL

NOVANA; egne indsamlinger

Diverse privatpersoner

Data videregivet til PWL3

Fisk

Dataudtræk foretaget af Lisbeth Sortkjær, Bioscience

Data kilder:

Fish Base/STOQ

NOVANA data

Pigsmerling

Dataudtræk foretaget af Lisbeth Sortkjær, Bioscience

Data kilder:

Fish Base/STOQ

NOVANA data

Vandløb

Karplanter:

Data sammenstillet af Peter Wiberg-Larsen

Datakilde

WinBio

NOVANA data

Jens Chr. Schou regneark

Egne data og data fra enkeltpersoner

Peter Wiberg-Larsen

Egne data

EPT taxa:

Datasammenstilling foretaget af Peter Wiberg-Larsen

Data kilder:

WinBio

PWL

Publicerede rapporter

Diverse privatpersoner

Herunder data fra NOVANA

Egne indsamlinger

Bioconsult rapporter til Vejle amt5

Data videregivet til PWL4

Muslinger:

Data sammenstillet af Peter Wiberg-Larsen

Data kilder:

Naturdatabasen

Diverse oplysninger fra NST Ribe

NOVANA data

(flodperlemusling)

Fisk:

Data sammenstillet af Peter Wiberg-Larsen

Datakilde

WinBio

NOVANA data, DEVANO data, amtsdata Bæklampret, smerling, pignsmerling, laks, snæbel, stalling

Atlas over danske ferskvandsfisk

Kvadratnet data omsat til forekomst i hele/dele af vandsystemer, Laks, havlampret, flodlampret

²Dataleverandører til Jens Chr. Schou – karplanter søer:

Hans Øllgaard
Nikolaj H. Correll
Henrik Tranberg
Jesper Ratjen
Jens Christian Schou
Jørgen Hansen
Hans Hjort Wernberg
Per Thomassen
Annine Moltsen
Erik Buchwald
Peter Wind
Vibeke Duun Andersen
Anne Marie Mogensen
Jens Bjerring Poulsen
Knud Johnsen
Marianne Helkjær
Bent Vestergård Pedersen
Mogens Thornberg
Søren Grøntved Christiansen
Jens Klausen
Anders N. Michaelsen
Henry Nielsen
Erik Wessberg

Frede Skov
Per Taudal Poulsen
Kent René Andersen
Mats Gustafsson
Jens Kristian Uhrenholt
Birgit Pedersen
Dorte E. Christensen
Tage Robert Mogensen
Knud Knudsen, Stenbjerg
Kjeld Forsom
Terkel Arnfred
Per Hartvig
Jette Baagøe
Jesper Moeslund
Mogens Holmen

³Dataleverandører til Peter Wiberg-Larsen – EPT taxa søer:

Peter Wiberg-Larsen
Annette Sode
Finn Krone
L.J. Grønbjerg
Mogens Holmen
Klaus Fries
Flemming Vilhelmsen
Bjarne Skule
DMU
Carlo F. Jensen
Søren Birkholm Hansen
Niels Sloth
Per Stadel Nielsen
Jens Lyngsøe
Jørn Winther Jørgensen

⁴Dataleverandører til Peter Wiberg-Larsen – EPT taxa vandløb:

Henrik Stenholt
Per Stadel Nielsen
Morten Top Jensen
Benny Steen Larsen
Mogens Holmen
Frede Mørch
Michael Stoltze
Peter Chr. Dall
Preben Kristensen
Torben Moth Iversen

⁵Data fra Bioconsult rapporter – EPT taxa vandløb:

Bioconsult 1987	Bio/consult (1987) Smådyrsfaunaen og forureningstilstanden i Grejs Å med tilløb - 1987. Vejle Amtskommune, Forvaltningen for Teknik og Miljø, Miljøkontoret.
Bioconsult 1989	Bio/consult (1989) Smådyrsfaunaen og forureningstilstanden i Gudenåsystemet 1988. Vejle Amt, Udvalget for Teknisk og Miljø.
Bioconsult 1984	Simon B. Leonhard & Egon Dall (1984) Smådyrsfaunaen forureningstilstanden i Højen Bæk med tilløb - 1984. Vejle Amtskommune, Forvaltningen for Teknik og Miljø, Miljøkontoret.

[Tom side]

BIODIVERSITETSKORT FOR DANMARK

Udviklet i samarbejde mellem Center for Makroøkologi, Evolution og Klima på Københavns Universitet og Institut for Bioscience ved Aarhus Universitet

Danmark har som medlem af FN og EU tilsluttet sig den ambitiøse målsætning om at standse tabet af biodiversitet. Det kræver en målrettet indsats og planlægning. Biodiversitetskortet, som er udviklet i samarbejde mellem Aarhus Universitet og Københavns Universitet, er det første Danmarks-kort nogensinde som giver et databaseret overblik over den beskyttelseskrævende natur. Kortet kombinerer en national prioritering på 10 x 10 km skala med en lokal prioritering på 10 x 10 m skala. Den nationale prioritering fortæller, hvilke 10 x 10 km kvadrater i Danmark, der til sammen dækker den truede biodiversitet bedst muligt, inden for et givet samlet naturareal, herunder områder som huser unikke arter, som kun kan beskyttes her. Den lokale prioritering består i en bioscore fra 1-20 point, som sammenvejer forekomst af rødlistede arter med forekomst af proxyer for vigtige levesteder. Bioscoren indikerer levesteder eller potentielle levesteder for rødlistede arter. Biodiversitetskortet vil være et stærkt værktøj for myndighedernes arbejde med naturbeskyttelse.

ISBN: 978-87-7156-090-9

ISSN: 2244-9981