



# VIDEREUDVIKLING AF LOKAL BIOSCORE FOR BIODIVERSITETSKORTET FOR DANMARK

Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 122

2018



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE - NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

*[Tom side]*

# VIDEREUDVIKLING AF LOKAL BIOSCORE FOR BIODIVERSITETSKORTET FOR DANMARK

---

Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 122

2018

Rasmus Ejrnæs  
Jesper Erenskjold Moeslund  
Ane Kirstine Brunbjerg  
Geoffrey Brian Groom  
Jesper Bladt

Aarhus Universitet, Institut for Bioscience



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

# Datablad

Serietitel og nummer:	Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 122
Titel:	Videreudvikling af lokal bioscore for biodiversitetskortet for Danmark
Forfattere:	Rasmus Ejrnæs, Jesper Erenskjold Moeslund, Ane Kirstine Brunbjerg, Geoffrey Brian Groom & Jesper Bladt
Institution):	Aarhus Universitet, Institut for Bioscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	<a href="http://dce.au.dk">http://dce.au.dk</a>
Udgivelsesår:	2018
Redaktion afsluttet:	Juni 2018
Faglig kommentering:	Bettina Nygaard
Kvalitetssikring, DCE:	Jesper R. Fredshavn
Finansiell støtte:	Miljøstyrelsen
Bedes citeret:	Ejrnæs, R., Moeslund, J.E., Brunbjerg, A.K., Groom, G.B. & Bladt, J. 2018. Videreudvikling af lokal bioscore for biodiversitetskortet for Danmark. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 46 s. - Teknisk rapport nr. 122 <a href="http://dce2.au.dk/pub/TR122.pdf">http://dce2.au.dk/pub/TR122.pdf</a>
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	I 2014 udarbejdede AU og KU i fællesskab et biodiversitetskort for Danmark som viste dels en national prioritering af naturområder på 10 x 10 km skala og dels en lokal prioritering af naturområder på 10 x 10 m skala (Ejrnæs m.fl. 2014). Den lokale prioritering baseredes på proxyer for biodiversitet kombineret med kendte forekomster af rødlistede arter. I 2015 er den lokale prioritering blevet revideret på en række punkter. I 2016-17 har vi udviklet bioscoren yderligere ved at udvikle og teste for tretten nye proxyer – dels helt nye og dels interaktioner mellem eksisterende proxyer. Endelig er byerne kommet med i kortet som hermed er komplet for Danmark.
Emneord:	Biodiversitet, naturtilstand, habitatkvalitet, naturbeskyttelse, rødliste, prioritering, indikatorer
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	Lars Skipper
ISBN:	978-87-7156-346-7
ISSN (elektronisk):	2244-999X
Sideantal:	46
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som <a href="http://dce2.au.dk/pub/TR122.pdf">http://dce2.au.dk/pub/TR122.pdf</a>

# Indhold

<b>1. Formål og indhold</b>	<b>5</b>
Formålet med biodiversitetskortet	5
Bioscoren	5
Udvikling, revision og opdatering af bioscoren	6
Hvor er der beregnet en bioscore?	6
Arterne i bioscoren	6
Artsobservationer	6
Levesteder og leveområder	7
Vægtning af arterne	8
Arealer, der understøtter biodiversitet - proxyscoren	8
Hvordan har vi fundet proxyerne?	9
Test og valg af proxyer	9
De 13 udvalgte proxyer	9
Brug af bioscorekortet	16
Fremsøgning af arter	17
Rumlig planlægning	17
Forskellige applikationer af bioscoren	18
Huller i datagrundlaget	18
<b>2. Udvikling af biodiversitetskortet i 2016</b>	<b>19</b>
Udvikling af proxyer og arter i 2016	19
Testdatasæt 2016	22
Analyser 2016	24
<b>3. Udvikling af biodiversitetskortet 2017</b>	<b>34</b>
Metoder	35
Resultater 2017	38
<b>4. Perspektivering: Bioscoren som værktøj</b>	<b>40</b>
Om sikker viden og indikationer	40
Bias i biodiversitetskortet	41
Om at skabe sammenhæng i Det Grønne Danmarkskort	41
<b>5. Referencer</b>	<b>44</b>

[Tom side]

# 1. Formål og indhold

Denne rapport beskriver udvikling og opdatering af biodiversitetskortets lokale bioscore i 2016 og 2017. I 2015 blev der gennemført en opdatering af den første udgave af Biodiversitetskortet fra 2014. Opdateringen omfattede udelukkende den lokale prioritering i biodiversitetskortet (bioscoren) og de tilhørende datalag for proxyer og arter. Formålet med opdateringerne i 2016 og 2017 har været at inddrage byerne i kortet, at gøre arternes repræsentation i kortet mere retvisende samt at undersøge brugen af data og produkter fra LiDAR-scanninger til udvikling af nye landsdækkende proxyer. Denne rapport beskriver de statistiske tests af de udviklede proxyer, metoden til at give arterne rumlig repræsentation i kortet samt det endelige kort med artsscorer, proxyscorer og bioscore.

Kapitel 1 introducerer læseren til det opdaterede biodiversitetskort fra A-Z, som det fremstår på Miljøstyrelsens MiljøGIS-hjemmeside (<http://miljoegis.mim.dk/cbkort?profile=miljoegis-plangroendk>) i 2018. Kapitlet opsummerer således resultaterne af arbejdet, der bliver beskrevet i kapitel 2 og 3, men omfatter også det forudgående arbejde med udvikling af biodiversitetskortet i 2014-2015. Kapitlet er også udgivet som selvstændigt notat (Ejrnæs et al. 2018).

Kapitel 2 gennemgår udviklingen og test af 4 nye proxyer i 2016

Kapitel 3 beskriver opdatering og revision i 2017. Arbejdet i 2017 inddrager nye proxyer (Groom m.fl. 2018), inddragelse af byerne i kortet, en ny metode til tildeling af artsscorer for artsobservationer og en ny metode til at udtage en stikprøve til test af proxyer. Kapitel 3 beskriver også en test af proxyer i 2017 som omfatter de bedste proxyer fra de foregående års udviklingsarbejde og de nye proxyer udviklet i 2017.

Endelig beskriver kapitel 4 hvordan data fra kortet kan bruges i den rumlige prioritering af naturbeskyttelse og naturforvaltning.

## Formålet med biodiversitetskortet

Biodiversitetskortets formål er at præsentere den eksisterende viden om fordelingen af biodiversitet i Danmark, så brugerne af kortet kan bruge denne viden i den rumlige planlægning. I 2016 blev biodiversitetskortet indskrevet i en bred planlovsaftale som grundlag for kommunernes arbejde med Grønt Danmarks kort. Biodiversitetskortet består af en komplementaritetanalyse som viser hvilke 10 x 10 km kvadrater som til sammen bedst kan repræsentere Danmarks biodiversitet og en bioscore, som på en 10 x 10 m skala viser hvor der er vigtige levesteder for rødlistede arter. Biodiversitetskortet er udviklet for Miljøstyrelsen og er offentligt tilgængeligt via Miljøstyrelsens MiljøGIS-hjemmeside (<http://miljoegis.mim.dk/cbkort?profile=miljoegis-plangroendk>).

## Bioscoren

Bioscorens formål er at vise hvilke områder i Danmark som er vigtige at passe på fordi de er kendte eller potentielle levesteder for rødlistede arter – altså arter som er betegnet som truede, sårbare eller næsten truede i den danske rødliste. Bioscoren består dels af en artsscore som er en vægtet sum af kendte

forekomster af rødlistede arter og dels en proxyscore som er summen af indikatorer for forekomst af rødlistearter. Bioscoren er opgjort for pixels på ca. 10 x 10 m, selvom den geografiske opløsning af datalag i kortet varierer fra en præcision på få meter til en usikkerhed på flere 100 meter.

## Udvikling, revision og opdatering af bioscoren

Idéen til bioscoren blev født, da Aarhus Universitet udviklede et HNV-kort til prioritering af landbrugsstøtte målrettet naturpleje. Mens beregningsmodellen for HNV-kortet blev lagt fast for at sikre kontinuitet i støttetildelingene, blev bioscoren udviklet videre til at omfatte først skovene i 2014 og siden også byerne i 2018. I 2015 blev der udviklet et HNV-skovkort efter de samme grundlæggende principper. Samtidig er bioscoren blevet videreudviklet i 2015, 2016 og 2017 og hver gang er der blevet testet nye proxyer og artslagene er blevet opdateret. Den første version af biodiversitetskortet blev offentligt tilgængelig i 2014 og er siden blevet opdateret i 2016 og starten af 2018.

## Hvor er der beregnet en bioscore?

Bioscoren er beregnet for skove, lysåben terrestrisk natur, søer og vandløb, landbrugsarealer og byområder. Arealer i intensiv landbrugsdrift (pløjemark og lignende) får annulleret deres arts- og proxypoint i kortet, da de ikke antages at være levesteder for truede arter. Ekstensive landbrugsarealer (brakmarker, ekstensive græsmarker mv.) tildeles dog point ligesom bynære områder og naturarealer. Der kan undtagelsesvist være mindre områder i kortet som ikke har en defineret bioscore fordi de ikke er kortlagt som nogen af ovenstående kategorier. Det kan fx være naturarealer uden for markblokke, som er afregistreret med henblik på urbanisering, men endnu ikke bebyggede.

## Arterne i bioscoren

Vi har valgt at basere bioscoren på kendte og potentielle forekomster af rødlistede arter, fordi vi har en særlig forpligtelse til at passe på de truede arter. Vi har vores viden om de rødlistede arter fra databaser, hvor artsobservationer registreres med geografisk præcision og som har en kvalitetssikringsprocedure. Vi bruger derfor data fra Danmarks Naturdata i myndighedernes Miljøportal og fra frivilliges registreringer af artsforekomster i Fugle og Natur<sup>1</sup>, DOF-basen, Svampeatlas og Atlas Flora Danica. Vi bruger kun observationer der har en rumlig præcision på mindst 100 m og er højst 20 år gamle.

## Artsobservationer

Som udgangspunkt tæller en art for arealerne omkring det punkt hvor arten er registreret. I de første to versioner af kortet blev observationerne overført til det grundpolygon, f.eks. en mark eller et engareal, de var registreret i. I den seneste og gældende opdatering (2018) har vi ændret dette princip for at undgå at truede arter i nogle tilfælde tæller point for meget store og ofte heterogene grundpolygoner. Denne udfordring fandtes især for store uensartede skovpolygoner, men også i byområder og lysåben natur. I stedet tæller arterne nu i en cirkel omkring observationspunktet. Mobile arter (dyr) tildeles en radius på 100 m omkring punktet, svarende til godt 3 ha, mens immobile arter som planter og svampe tildeles en radius på 50 m omkring punktet sva-

<sup>1</sup> Data fra [www.fugleognatur.dk](http://www.fugleognatur.dk) er benyttet i henhold til licens B14/2017

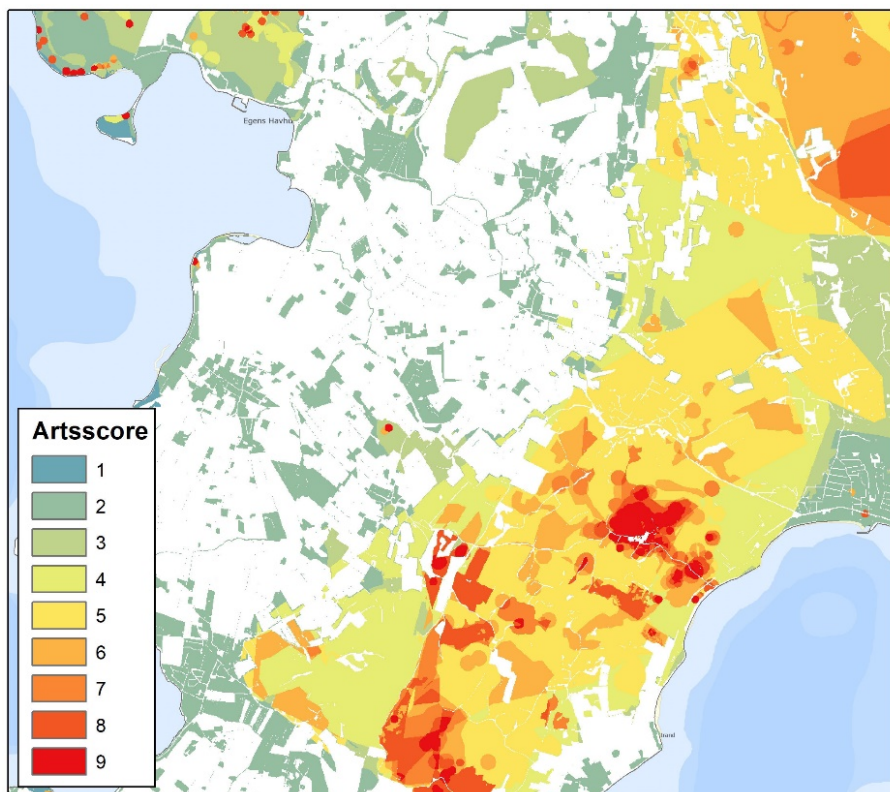


rende til godt 0,75 ha. Til gengæld vægtes de immobile arter tilsvarende tungere (x 4) i beregningen af artsscoren. Akvatiske arter tæller kun i vand og terrestriske arter tæller kun på land. De mobile arter tæller både i lysåben natur, ekstensivt agerland, by og skov, mens de immobile arter kun tæller i den del af cirklen som tilhører den arealkategori, hvor observationen er gjort. Nogle artsobservationer fra myndighedernes Naturdatabase er angivet som et polygon og anvendes på denne form i kortet.

### **Levesteder og leveområder**

For en række arter har vi valgt at erstatte observationerne med en ekspertbaseret vurdering af arternes reelle levesteder eller leveområder. Rationalet har været at især de mobile og kortlivede arter ikke altid observeres samme sted som de lever, således at det reelle levested kan være langt større end observationsstederne eller i nogle tilfælde ligge et helt andet sted. Som grundlag for geolokaliseringen har eksperterne haft adgang til alle kendte fundoplysninger – også ældre fund eller fund med upræcise stedsangivelser. Vi har gennemført en sådan geolokalisering for følgende artsgrupper, hvor det var muligt at finde eksperter med detailkendskab til artsgruppernes nationale udbredelser og habitatkrav: Dagsommerfugle, udvalgte natsommerfugle, svirrefluer, træbukke, torbister, smældere, ynglefugle, trækfugle, flagermus, slørvinger, vårfluer, døgnfluer og karplanter. Under geolokaliseringen har eksperterne indtegnet enten levesteder (som er naturområder hvor arterne lever) eller, hvor dette ikke har været muligt, de noget større og mindre præcise leveområder (som er større geografiske områder, inden for hvilke arten har sine levesteder). For et levested er det angivet om lokaliseringen er sikker, sandsynlig eller usikker. Vi har endvidere prioriteret at få inddraget væsentlige artsgrupper i kortet som endnu ikke er blevet officielt rødlistevurderet. Vi har derfor fået eksperter til at gennemføre en "pseudorødlistning" af mosser, slørvinger, døgnfluer, vårfluer, flagermus, trækfugle og kransnålalger, sådan at disse grupper også kunne indgå i kortet. Pseudorødlistede arter er vurderet efter tilsvarende, men ikke lige så omfattende, procedurer som rødlistede arter.

**Figur 1.** Artsscoren i biodiversitetskortet. Man kan se blandingen af store og små polygoner (levesteder og leveområder) samt cirkler som repræsenterer observationer af arter.



### Vægtning af arterne

Artsscoren for et sted i biodiversitetskortet er beregnet ved at summere de rødlistede arter som er registreret i området som observationer, levesteder og leveområder (Ejrnæs m.fl. 2014). Der er tale om en vægtet sum, idet sikre forekomster tæller mere end usikre forekomster, og meget truede arter tæller mere end mindre truede arter. Således tæller en art et point mere for hvert trin op af rødlistens truethedsskala (1 point for næsten truet, 2 point for sårbar, 3 point for moderat truet osv.). Alle fund vægtes efter sikkerheden i stedsangivelsen, med vægtene 8, 4, 2, 1 til henholdsvis sikre, sandsynlige, usikre stedsangivelser samt de mere upræcise leveområder. Vi betragter ældre data som mindre sikre og derfor tæller artsdata som er mere end 10 år gamle kun med 75% af fuld vægt og data som er mere end 15 år gamle med 50% vægt. Endelig har vi nedvægtet den sjettedel af arterne der forekommer på mere end 1000 ha i kortet. Den samlede vægt af arterne er produktet af arternes truethedsvægt, stedsikkerhedsvægt, aldersvægt og forekomstarealvægt. Den resulterende vektor af artspoint er transformeret til en artsscore ved at opdele vektoren i 9 trin som giver en artsscore fra 0 til 9. Eftersom der er stor forskel på arternes vægte i kortet, så vil en enkelt sikker forekomst af en meget truet art alene kunne udløse en maksimal artsscore, ligesom dette kan udløses, hvis der i samme område forekommer mange arter som er knapt så truede.

### Arealer, der understøtter biodiversitet - proxyscoren

I erkendelse af at kortlægningen af rødlistearter i Danmark er meget ufuldstændig, har vi valgt at kombinere vores viden om arternes forekomst med en række landsdækkende kortlag med proxyer for gode levesteder. Kriterierne for at medtage en proxy i kortet har været at den kunne tilvejebringes som landsdækkende georefereret tema, at man kan argumentere biologisk for at

proxyen var en relevant indikator for kvaliteten af levestederne samt at proxyen forbedrer en samlet forudsigtelse af levesteder for rødlistede arter. Vi har valgt at benytte 13 forskellige proxyer og eftersom enkelte af disse udelukker hinanden (fx stejle skrænter og lavbund), er der ingen arealer i kortet som opnår en bioscore på mere end 20.

### **Hvordan har vi fundet proxyerne?**

Valget af proxyer har været en løbende proces med biologisk begrundede forslag, udviklingsarbejde og databearbejdning samt statistiske tests. Man kan groft sagt opdele de afprøvede proxyer i to kategorier af indikatorer, nemlig de som bygger på egenskaber ved det landskab som et område ligger i og de som bygger på egenskaber ved det konkrete levested. Eksempler på landskabsproxyer kunne være kystnærhed, andelen af naturarealer i landskabet over 40 % eller høj tæthed af menneskeskabte linjer i landskabet. Eksempler på levestedsproxyer kunne være kortlagte naturarealer, plantetal fra kortlægning og tilsyn af naturarealer og faunaindex fra registrering af smådyr i vandløb.

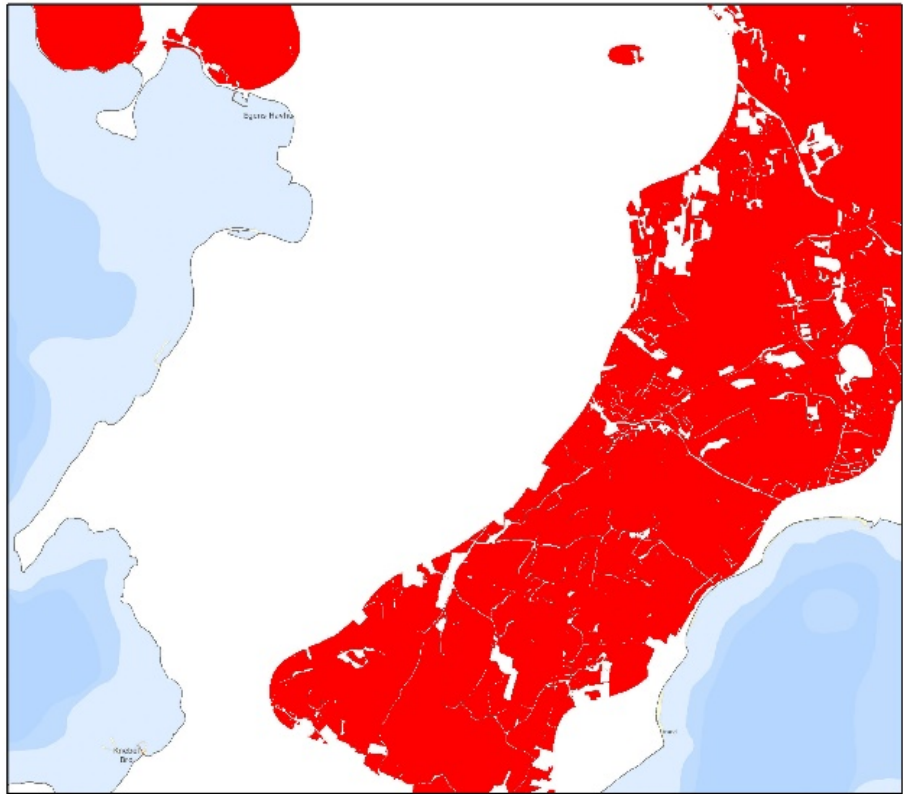
### **Test og valg af proxyer**

Vi er kun interesserede i at lade proxyer tælle i bioscoren, hvis de virkelig fungerer som indikatorer for biodiversitet. For at teste dette har vi testet om proxy-lagene kunne bidrage signifikant til at forudsige forekomst af rødlistearter. Vi har altså brugt det eksisterende datasæt for forekomst af rødlistearter og blandt de proxyer som kunne forudsige disse forekomster, har vi udvalgt de 13 bedste. Det blev hurtigt tydeligt for os, at der skal forskellige proxyer til at beskrive levestedskvaliteten for dyr, planter og svampe, ligesom det er forskellige proxyer som bedst beskriver kvaliteten af levesteder i skove, lysåben natur, ferskvand og byer. Vi har derfor gennemført testene for otte forskellige del-datasæt (alle data, planter, dyr, svampe, åbent land, skove, ferskvand og byer) og lavet en rangordning af proxyerne som både tilgodeser deres middelværdi på tværs af deldatasæt og også præmierer proxyer som fungerer optimalt for et deldatasæt (fx ferskvand eller svampe), men ikke så godt for de andre.

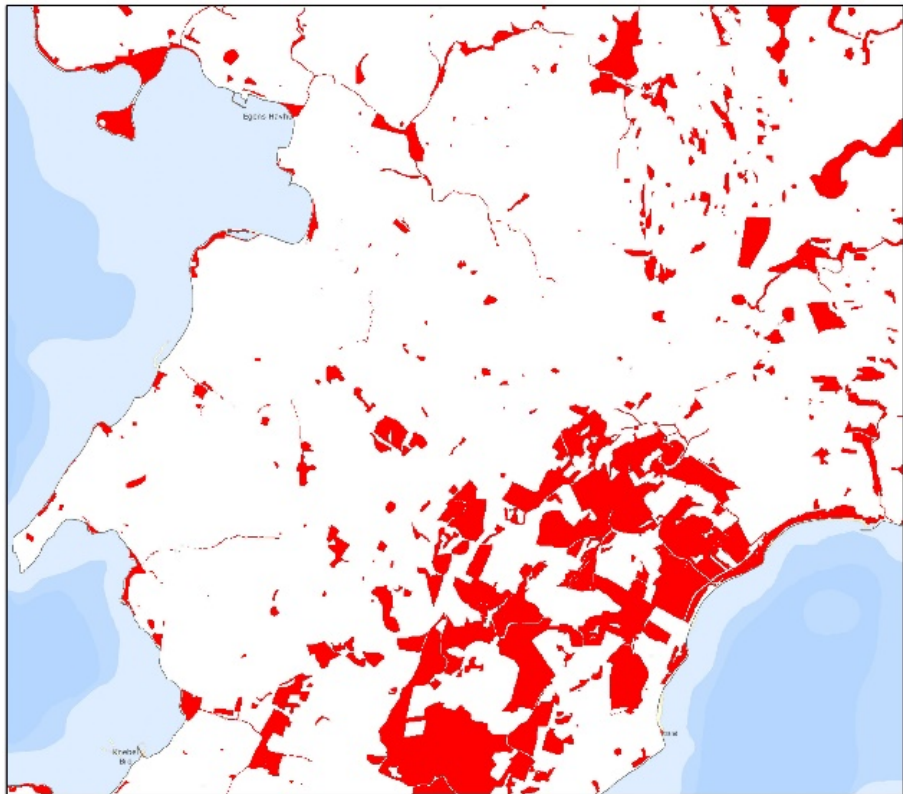
### **De 13 udvalgte proxyer**

Nedenfor gives en kort beskrivelse af de 13 bedste proxyer efter de seneste testkørsler, i prioriteret rækkefølge. Det er således disse proxyer, der er med i opdateringen af biodiversitetskortet i 2018. Fra første generation af kortet og fremefter er der blevet udviklet og testet et stort antal proxyer, og selvom udvalg af proxyer har varieret og testdatasættet med artsfund også har varieret, så viser der sig at være megen robusthed i valget af proxyer. Gennemgående har proxyerne naturtæthed, kystnærhed, lavbund, kortlagt natur, faunaklasse og strukturskov vist sig at være gode indikatorer for hvor de rødlistede arter lever.

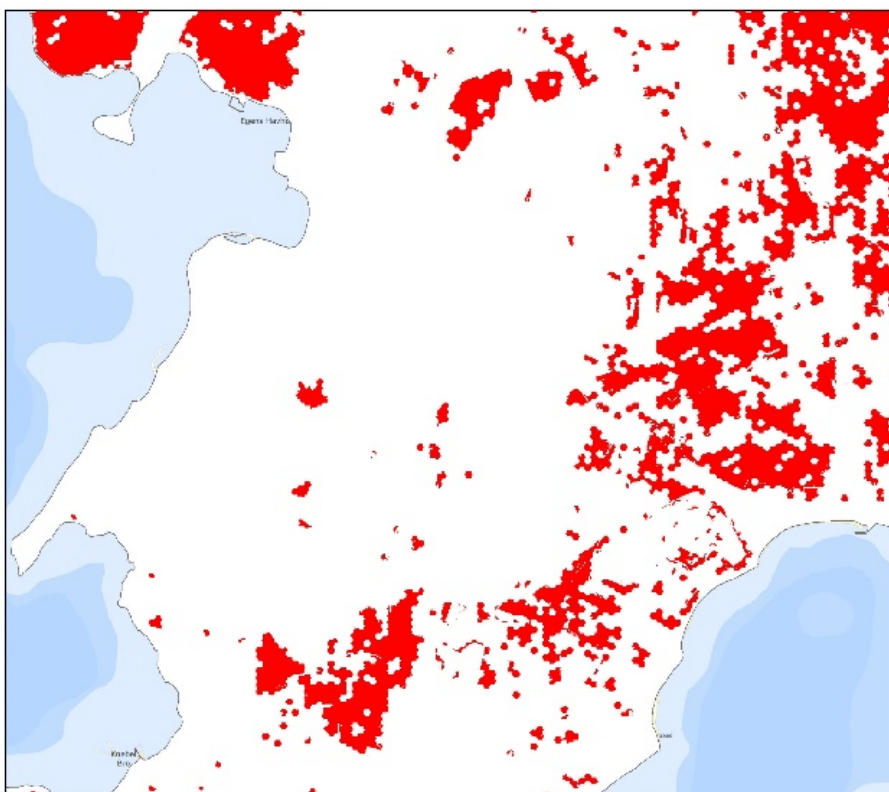
**1. Naturtæthed 40.** Naturtæthed er beregnet ved interpolering af landskabets naturtæthed opgjort som andelen af skove og beskyttede lysåbne naturtyper i et landsdækkende net af celler på 1 x 1 km. Denne proxy giver point til arealer som har > 40 % natur i landskabet (Ejrnæs m.fl. 2014). Naturtæthed er vigtig for alle artsgrupper og arealtyper.



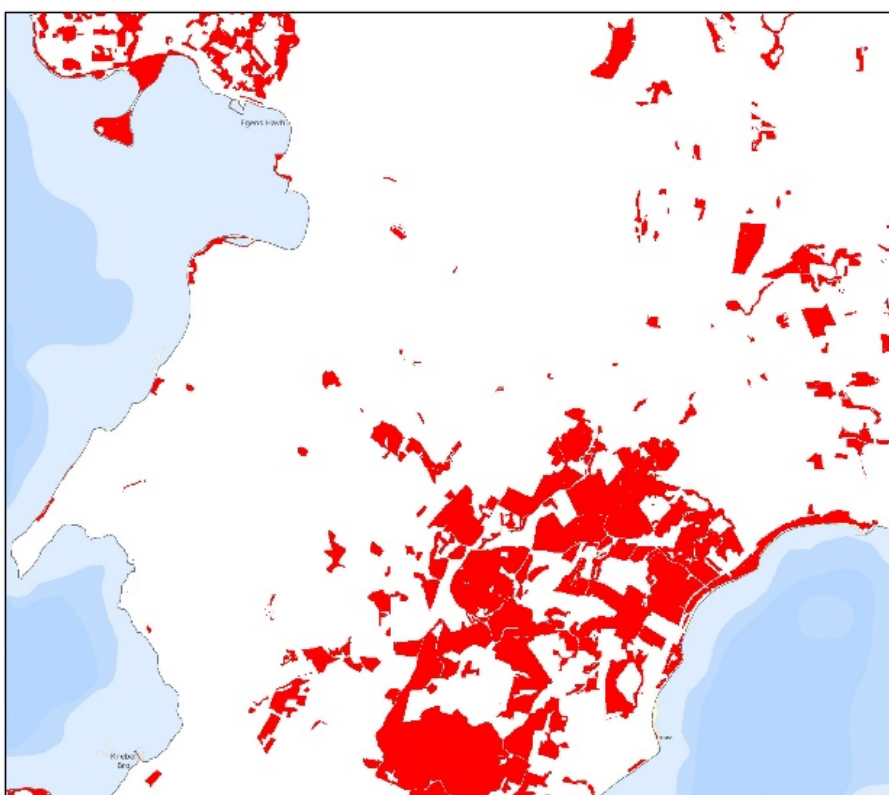
**2. Kortlagt natur** kombinerer kortlagte beskyttede lysåbne naturtyper (§ 3) med naturskovstrategiens kortlagte udlæg af biodiversitetsskov. Vi har undtaget plukhugst kategorien, men til gengæld medtaget statens kortlægning af § 25 skov gennemført i 2015-2016. Endvidere indgår arealer kortlagt som egekrat jf. Skovlovens § 26. Proxyen er vigtig for alle artsgrupper og arealtyper, men især for planter og for åbent land.



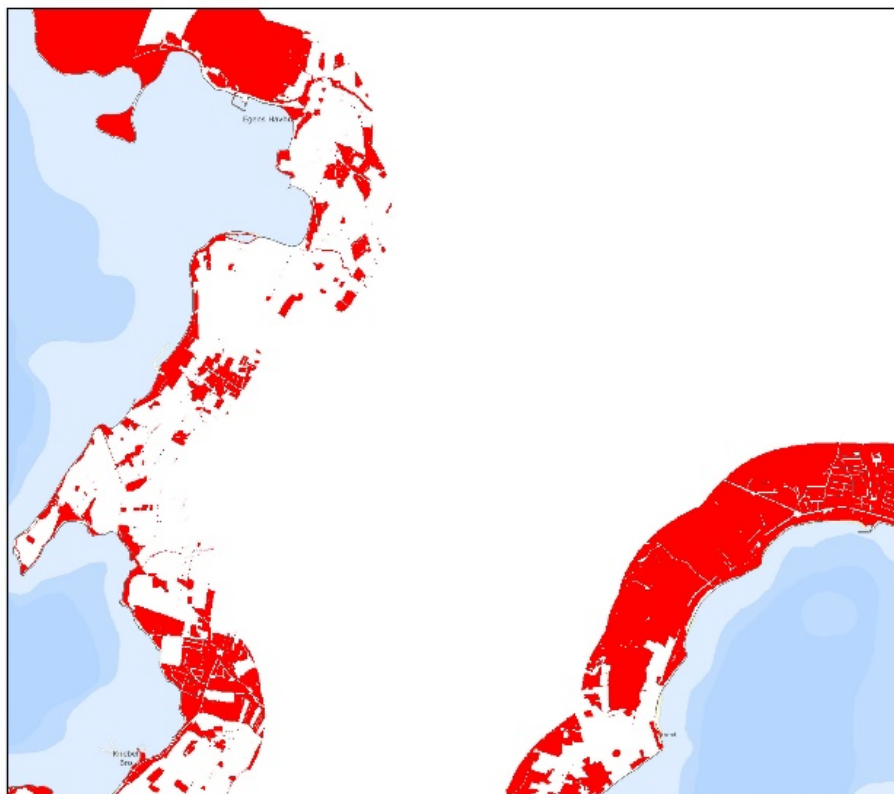
**3. Strukturskov** er en ny proxy, som er udviklet på baggrund af landsdækkende LiDAR-data for højden af kronetaget. Proxyen er udviklet til at afspejle variationen i kronehøjden inden for hexagoner med 50 m sidelængde (Groom m.fl. 2018)



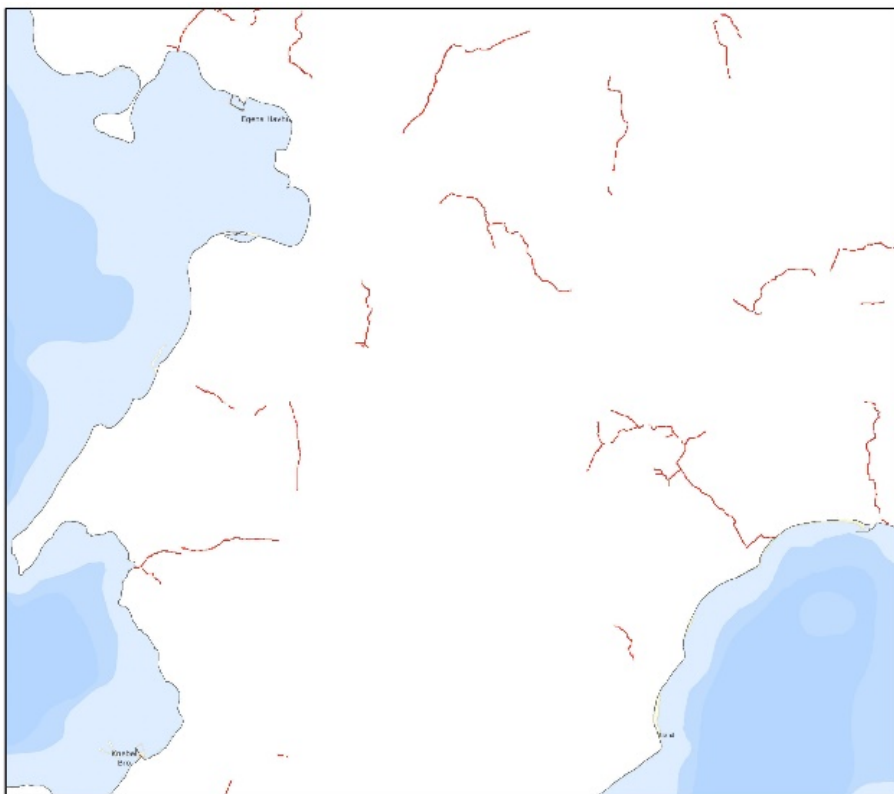
**4. Plantetal 1** bygger på middelværdien af artsscorer (Anon 2016) fra en planteliste indsamlet i området – enten via en 5m-cirkel i overvågning, kortlægning eller besigtigelse eller via en liste af planter fra hele lokaliteten. Plantetal 1 svarer til en middelværdi for artsscorer over 2,5.



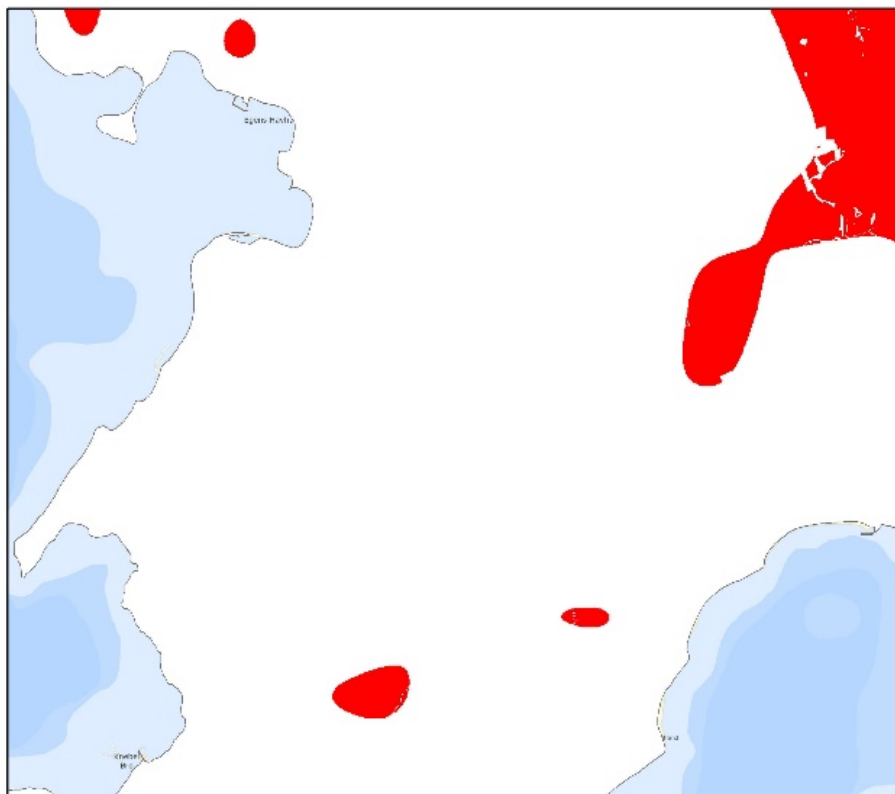
**5. Kystnærhed** giver point til arealer som ligger mindre end 1 km fra kysten. Som for de øvrige proxyer medregnes intensivt dyrkede marker ikke.



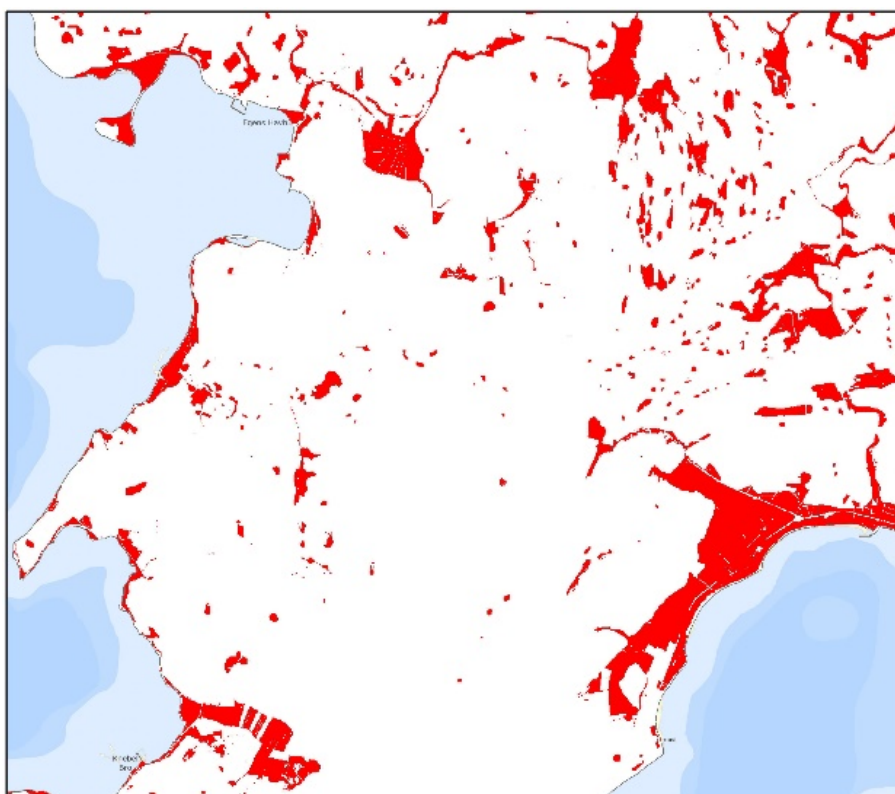
**6. Faunaklasse** giver point til ferske vådområder (vandløb) hvor faunaklassen i Dansk Vandfauna-indeks er beregnet til at være mindst 5, 6 eller 7.



**7. Naturtæthed 80** beregnes på samme måde som naturtæthed 40, men tildeles arealer hvor andelen af natur i det omkringliggende landskab er mindst 80 %.



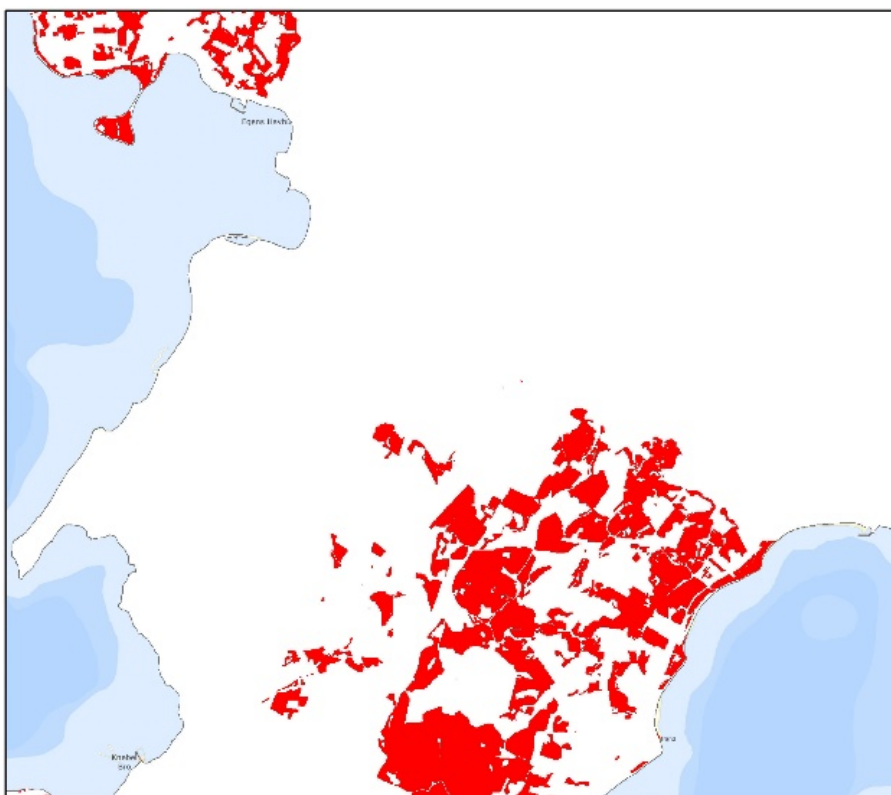
**8. Lavbund** giver point til arealer som ligger på lavbundsjord.



**9. Linjetæthed** bygger på en beregning af tætheden af menneskeskabte linjer i landskabet såsom veje, grøfter og markgrænser. I runde tal giver proxyen point for arealer med mindre end 8 km linjer per 500 x 500 m

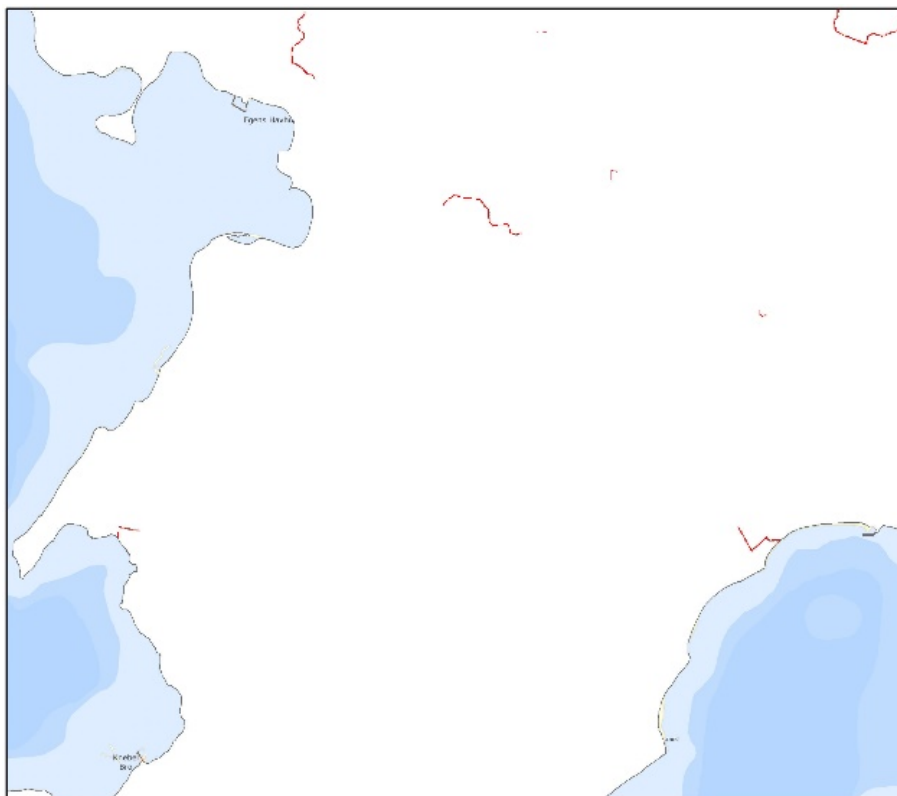


**10. Habitatnatur** giver point til arealer som er kortlagt som en af habitatdirektivets beskyttede naturtyper efter Bilag I.

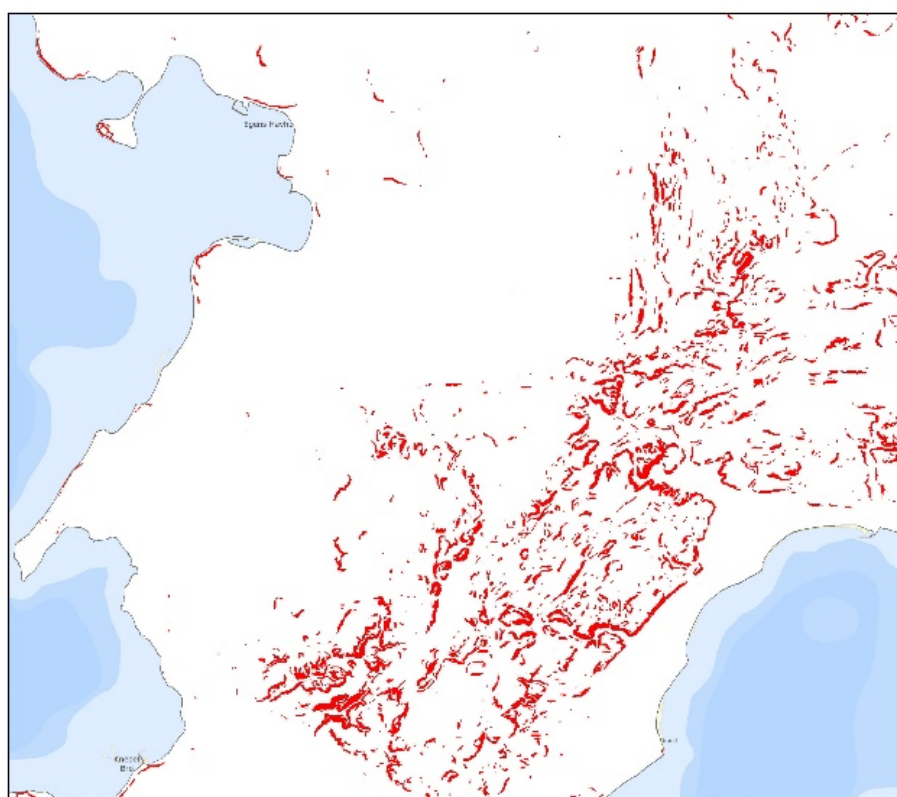




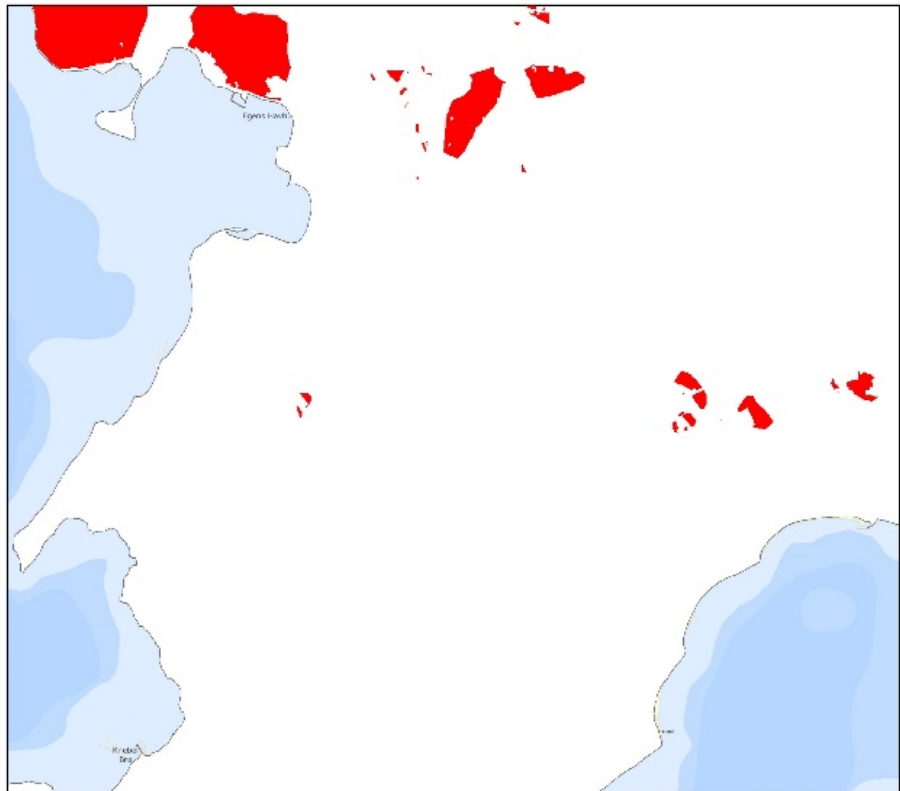
**11. Slyngninger** bygger på en beregning af sinuositeten som udtrykkes ved den reelle længde af en vandløbsstrækning delt med længden mellem strækningens to endepunkter i lige luftlinje. Alle vandløbsstrækninger med en sinuøsitet over 1,3 er medtaget i denne indikator.



**12. Skråninger** giver point til arealer med en hældning på mere end 15 grader.



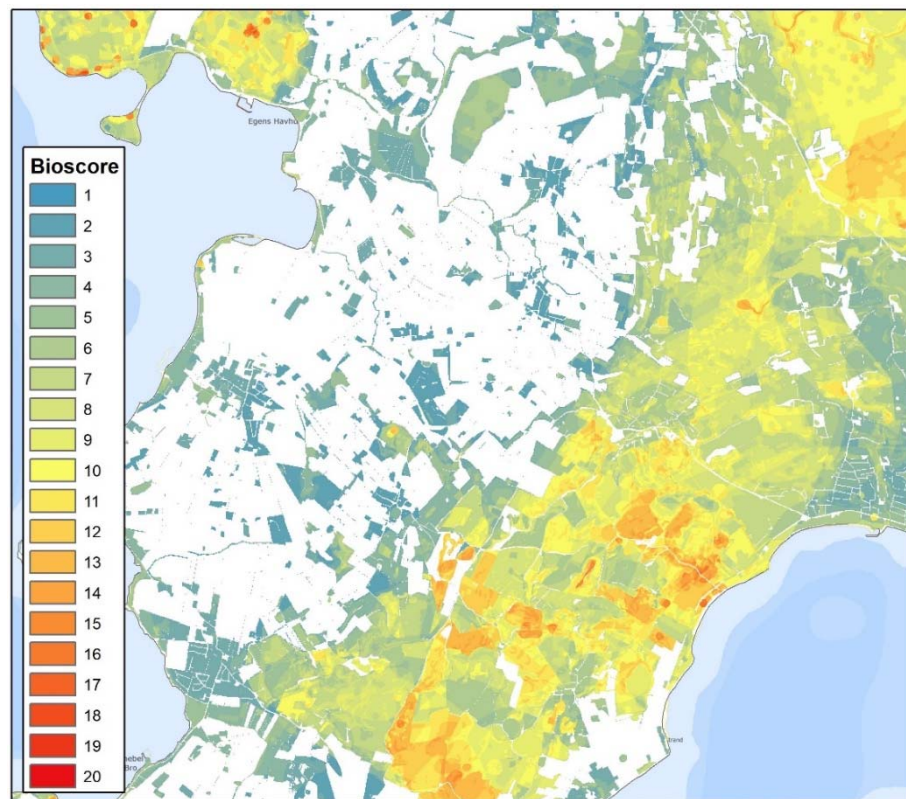
**13. Skovkontinuitet** giver point til skovarealer, som også figurerede som skov på Videnskaberne Selskabs Kort over Danmark (1766-1841), som er fra perioden omkring fredsskovsforordningen (1805), hvor der var skovminimum i Danmark.



### Brug af bioscorekortet

Den endelige bioscore er summen af artsscoren og proxyscoren, og viser det landskab som vi kender med landbrugsområder næsten uden levemuligheder for rødlistede arter og naturområder ved kysterne, ådalene, i de gamle skove og i kuperet terræn som ind i mellem lyser op med gule og røde farver. Hvis man skal vove pelsen kan man sige at de hvide og blågrønne områder i kortet (bioscore < 4) er uinteressante i naturforvaltningsøjemed, de grøngule er potentielt interessante og måske værd at undersøge nærmere eller udvikle naturen i (bioscore 4-7), de gule områder (bioscore 8-11) er sandsynligvis områder med væsentlige naturværdier eller potentialer og de orange og røde områder må formodes at være uerstattelige levesteder for rødlistede arter (bioscore 12-20). Når dette er sagt, så må vi også indrømme at Danmarks biodiversitet er ufuldstændig kortlagt, så der kan sagtens være områder med rødlistearter som ikke er opdaget endnu.

**Figur 2.** Bioscoren i biodiversitetskortet, hvor artsscoren (0-9) er lagt sammen med proxyscoren (0-13). Hvide områder i kortet har ingen point og vil typisk være dyrkede marker.



### Fremsøgning af arter

Man kan fremsøge observationer i kortet på MiljøGIS-hjemmesiden, så man kan se hvilke arter, som er blevet observeret eller formodet tilknyttet et sted. Dette sker ved at klikke, så artslagene for observationer, levesteder og levesteder bliver aktive i kortet. Dernæst kan man bruge "i"-værktøjet og klikke et sted i kortet og få oplysninger om tilknyttede arter.

### Rumlig planlægning

Kortet giver et hurtigt og effektivt overblik over sammenhængende naturområder og mulighederne for at skabe endnu større sammenhæng ved at fylde huller ud inde i de gode naturområder. Man skal dog være opmærksom på at bare fordi et område er et værdifuldt levested, er dette ikke ensbetydende med at området er godt beskyttet mod ødelæggelse. Følger man brandmandens lov (Se box) vil naturplanlæggerens vigtigste spørgsmål være, om de bedste naturområder i kommunen mon er tilstrækkeligt beskyttede mod fremtidig ødelæggelse.

### **Rumlig planlægning efter brandmandens lov**

- 1) Beskyt eksisterende levesteder mod direkte ødelæggelse (fx fældning af gamle træer, afvanding eller ophørt græsning).
- 2) Beskyt eksisterende bestande og naturlige processer ved at øge naturområdernes størrelse og sammenhæng.
- 3) Beskyt eksisterende levesteder mod indirekte ødelæggelse (fx eutrofiering) gennem udlæg af bufferzoner.
- 4) Genopret delvist ødelagte levesteder.
- 5) Tag arealer ud af produktion og konverter dem til natur som erstatning for historisk tab af natur.

### **Forskellige applikationer af bioscoren**

Bioscoren er blandt andet blevet brugt til at udarbejde et naturkapitalindeks for alle landets kommuner (Skov m.fl. 2017), og kortet har været brugt som støtteværktøj i forskellige projekter om større sammenhængende naturområder (Fløjgaard m.fl. 2017) samt ved rådgivning om udpegning af urørt skov på statens arealer (Petersen m.fl. 2017).

### **Huller i datagrundlaget**

Vi har tilstræbt at samle alle relevante data som kan fortælle hvor de vigtige levesteder for rødlistede arter er. For en række artsgrupper har vi næsten komplette data – eksempelvis for fugle, dagsommerfugle og karplanter. For andre organismer som mosser, svampe, svirrefluer og biller er vores viden langt fra komplet. Tilsvarende findes der ingen perfekte landsdækkende indikatorer for naturtilstand, så også her kan der være forskel på det vi ved og kan præsentere på kortet og den faktiske tilstand. Alligevel er det vores vurdering at kortet giver et ganske retvisende billede af hvor vi har den værdifulde natur, og vi står inde for, at det er det bedste eksisterende nationale overblik.

## 2. Udvikling af biodiversitetskortet i 2016

Videreudviklingen af biodiversitetskortet i 2016 har omfattet følgende elementer:

Opdatering af alle artsdata så data fra 2015 og første halvdel af 2016 (download 1. september 2016) er inkluderet i kortet.

Inddragelse af 4 nye proxyer i testen af hvilke proxyer som til sammen bedst forklarer variationen af rødlistede arter. De nye proxyer består af et nyt landsdækkende kort over kvælstofdeposition som udpeger de mindst belastede landsdele, et lag med tætheden af linjestrukturer i landskabet som udpeger landskaber med minimal udnyttelsesintensitet, et lag med forekomsten af skrænter i direkte tilknytning til vandområder og et nyt lag med arealer som ligger > 25 m fra dyrket mark.

Udvikling af nye analyser som sikrer, at det endelige kort bliver så robust som overhovedet muligt. Disse analyser omfatter krydsvalidering af proxylagens udsagnskraft og en test af kortets grundlæggende antagelse om at proxyerne kan indgå uvægtet i kortet med 1 point hver.

### Udvikling af proxyer og arter i 2016

#### Proxyer

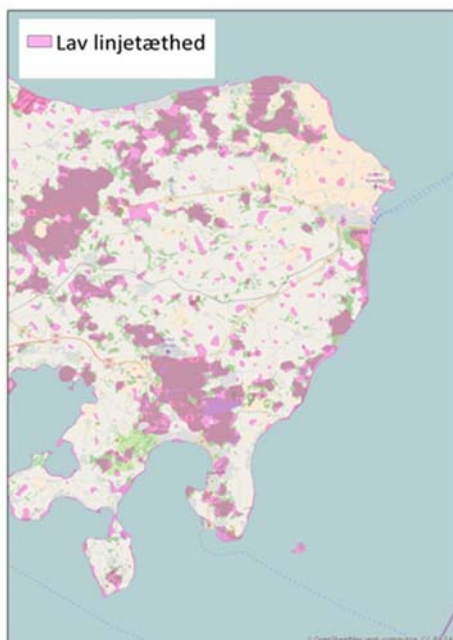
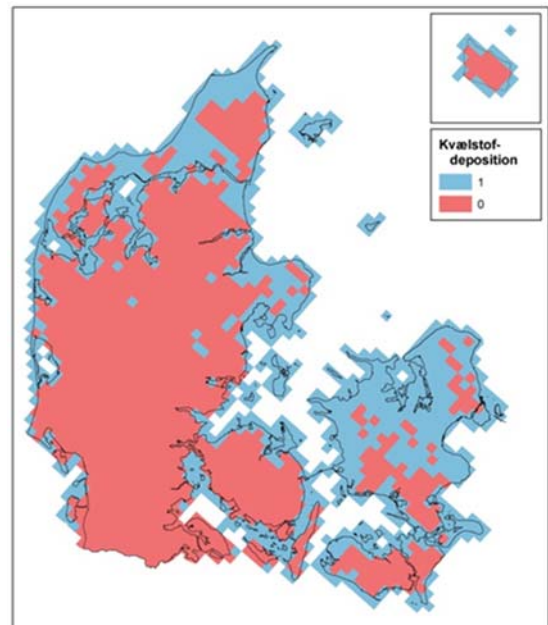
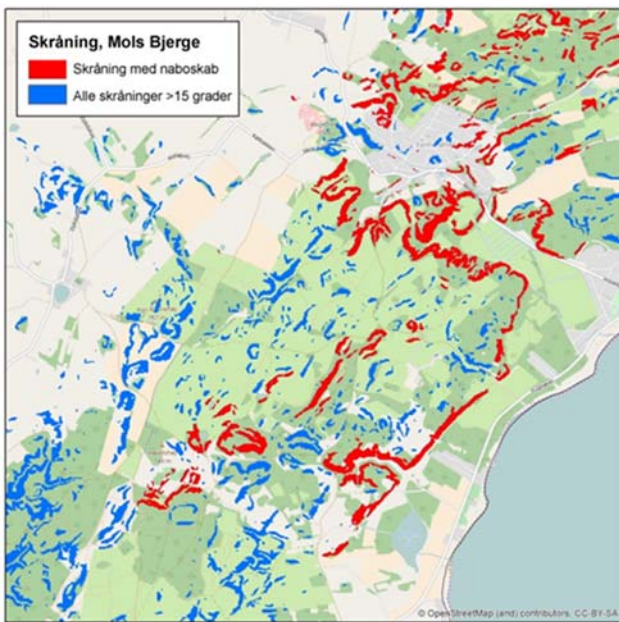
De fire proxyer, der er testet i 2016 er beskrevet nedenfor og kan ses i figur 3 A-D.

#### Skråninger mod vand

Biodiversitetskortet har hidtil indeholdt proxyen 'skråning', som angiver arealer med en hældning >15 grader. Skråninger mod vand er en delmængde af "skråning", og indeholder de arealer (skrænter), der grænser op til enten hav, vandløb, sø eller lavbundsarealer. Denne form for skråninger har en dobbelt beskyttelse mod kultivering; dels er de stejle og dels er de vanskeligt tilgængelige grundet vådområdet.

Hvis en del af en skråning (sammenhængende areal med hældning >15 grader) ligger højst 150 meter fra havet eller højst 20 meter fra enten et vandløb, en sø eller et lavbundsareal medtages hele skråningen i 'skråninger mod vand'. Der er anvendt FOT-data til at definere kyststrækningen. Vandløb og sø er defineret ved biodiversitetskortets grundpolygoner med disse arealtyper.

Lavbund er defineret som kortlagte lavbundsjord inkl. de våde jordtyper gytje og tørv i GEUS jordartskort, samt humusjorde fra jordklassificeringen (Greve m.fl. 2014).



**Figur 3 A-D.** A: Skråninger som er nabo til vandområder (vandløb, sø, fjord, hav). B) Kvælstofdeposition < 12 kg N/ha/år. C) Lav linjetæthed. D) Areal uden randpåvirkning (skraveringen) dvs. > 25 m fra intensiv mark (grøn flade).

### Linjetæthed

Dette tema indikerer om landskabet er præget af menneskeskabte elementer eller ej. Laget er baseret på det faktum at linjer i landskabet (fx veje) repræsenterer netop menneskelig påvirkning. Fra FOT er følgende temaer sat sammen og derefter sammensmeltet med alle markgrænser fra markkortet: Vejmidte, trafikhegn, jernbane, hegn, dige, dæmning og afvandringsgrøft. Efterfølgende har vi per 500×500 m landskabskvadrat opgjort den samlede længde af alle linjer. Disse længder er slutteligt interpoleret (funktionen Spline i Arcgis 10.3.1, Weight = 0,5, number of points = 9) for at få et jævnt landsdækkende tema. Alle områder med mindre end 8 km linjer per 500 x 500 m (~320 m per ha) scorer et proxy-point.

### **Randeffekter**

I biodiversitetskortet anvendes afgrødekode til at kategorisere markers dyrkningsintensitet som enten ekstensiv, semi-intensiv eller intensiv.

Proxyen 'Randeffekter' tildeler 1 proxypoint til arealer, der ligger mere end 25 meter fra intensive og semi-intensive marker, og som derfor må forventes kun i ringe grad at være påvirket af en negativ randeffekt forårsaget af markernes drift.

### **Kvælstofdeposition**

Alle arealer i Danmark er påvirket af kvælstofdeposition fra luften, hvilket potentielt kan påvirke vegetationssammensætningen og forekomsten af arter generelt. Proxyen 'Kvælstofdeposition' angiver arealer, der modtager mindre end 12 kg N/Ha/år som tør- og våddeposition (estimeret). Kvælstofdeposition måles og modelleres af DCE, Aarhus Universitet, i forbindelse med den nationale overvågning af luftkvalitet under det Nationale overvågningsprogram for vandmiljø og natur (Ellermann m.fl. 2015). Som datagrundlag for proxyen har vi anvendt DCEs nationale modelresultater for den totale kvælstofdeposition i en opløsning på ca. 6×6 km baseret på målinger fra 2015. Der arbejdes på et mere detaljeret lag som inkluderer placeringen af staldanlæg med husdyr. Dét lag forventes dog først at være tilgængeligt som nationalt dækkende modellering på 400×400m skala i år 2018.

### **Interaktioner**

Som noget nyt har vi i 2016 analyseret for eventuelle interaktioner mellem proxyerne. Eftersom der er 22 proxyer har vi indskrænket forsøget til ni interaktioner som kunne begrundes biologisk, primært hentet blandt de stærkeste proxyer i de univariate modeller (modeller med kun en forklarende proxy):

3 proxyer med (kortlagt) habitat-natur og naturtæthed (40, 60 eller 80). Vi antager at der er et positivt samspil mellem lokalt værdifuld natur og et naturrigt landskab, når disse forekommer det samme sted.

3 proxyer med (anden) kortlagt natur og naturtæthed (40, 60 eller 80). Vi antager at der er et positivt samspil mellem lokalt værdifuld natur og et naturrigt landskab, når disse forekommer det samme sted.

Lav tæthed af linjer og lav kvælstofdeposition. Vi antager at der er et positivt samspil mellem en lav kvælstofdeposition og et landskab uden stærke tegn på kultivering, når disse forekommer det samme sted.

Lav tæthed af linjer og kystnærhed. Vi antager at der er et positivt samspil mellem kystnærhed og fravær af tegn på kultivering når disse forekommer det samme sted.

Kortlagt habitat-natur og lav kvælstofdeposition. Vi antager at der er et positivt samspil mellem lokalt værdifuld natur og lav kvælstofdeposition, når disse forekommer det samme sted.

### **Artslag**

Artsgrundlaget for biodiversitetskortet er blevet væsentligt forbedret siden 2015. Fra 2016 har vi suppleret geolokaliseringen af rødlistede fugle med kvalitetssikrede punkt-fund fra Dansk Ornitologisk Forenings database. Der er kun brugt fund der indikerer at arten bruger området som levested, fx tydelig

yngleadfærd eller redebygning. Observationer af fouragering, rasteadfærd o. lign. er frasorteret.

I 2016 opdateringen har vi desuden medtaget arter i kategorierne regionalt uddød (Ex), truet (E), sårbar (V) og sjælden (R) på rødliste 1997 (Stoltze & Pihl, 1998), som ikke er vurderede på rødlisten for 2002-2010. Arter i disse kategorier vægtes i artsscoren ligesom arter på den nuværende rødliste så Ex fra rødliste 1997 svarer til RE, E svarer til EN, V til VU og R til NT. Kriterierne for kategorien R i rødliste 1997 er væsentligt forskellige fra IUCN's kriterier for NT (nuværende rødliste). Derfor har vi set på hvordan R-kategoriserede arter der er med på begge rødlistes, fordeler sig på de nye rødlistekategorier og derudfra skønnet, at det er rimeligt at betragte dem som NT-arter.

Foruden ovenstående tilføjelser af datasæt og arter, har vi udtrukket nye data fra Naturdatabasen (Miljøportalen) fra alle relevante programmer, Svampeatlas og Naturbasen (observationer indtastet på fugleognatur.dk). I alt indgår der 36.634 artsobservationer mod 32.597 i 2015 opdateringen og der er kommet yderligere 143 rødlistede arter med. Herudover anvender vi som tidligere et antal ekspertindtegnede levesteder og -områder.

## Testdatasæt 2016

For at teste proxylagenes udsagnskraft og til udvælgelse af de proxyer, der bedst repræsenterer variationen i biodiversitet, har vi udvalgt et testdatasæt på samme måde som i de tidligere versioner af biodiversitetskortet (Ejrnæs m.fl. 2014, Bladt m.fl. 2016). Testdatasættet består af grundpolygoner med tilhørende arts- og proxydata. Et grundpolygon kan f.eks. være et § 3-område eller en mark. Vi har udeladt polygoner under 1000 m<sup>2</sup> og over 100 ha. Mange af de små polygoner er opstået når forskellige typer af kortlægninger og indtegninger har skullet skære hinanden i det endelige kort. De meget store polygoner er udeladt for at undgå skævvridning af analyserne.

Eftersom artsdata varierer fra pixel til pixel i kortet (Ejrnæs m.fl. 2014), repræsenteres artsdata på polygonniveau på følgende vis:

- 1) Medianværdien af artsscoren for de pixler, der ligger inden for hvert polygon
- 2) Det samlede antal rødlistede dyr, planter og svampe observeret for hvert polygon (kun sikre artsfund medtages). Dvs. ekspertvurderede levesteder med usikker angivelse samt ekspertvurderede leveområder medtages ikke i analysen).

Vi har udelukket polygoner med intensivt landbrug fra testdatasættet, men beholdt polygoner med semi-intensivt eller ekstensivt landbrug (Ejrnæs m.fl., 2014) samt polygoner som ligger i markbloklaget, men hverken er natur eller har en klar driftskategori.

Fra dette datasæt har vi medtaget alle polygoner med artsfund og suppleret disse med en tilfældig udvælgelse af halvdelen af de øvrige polygoner uden fund af rødlistearter. Formålet hermed er at få et så vidt muligt unbiased datasæt, hvor vi dog reducerer antallet af nul-observationer for at minimere det analyseproblem som kaldes "zero-inflation", hvor nullerne kommer til at dominere analyseresultaterne.



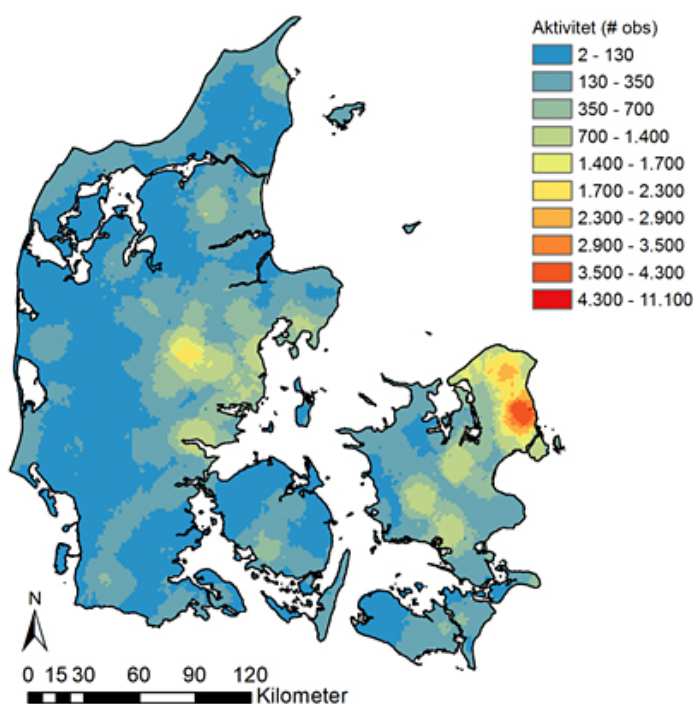
Selv med dette datasæt er der forholdsvis mange nul-observationer og dermed vil en stor del af proxyanalysen handle om hvilke polygoner som falder sammen med rødlistearter og hvilke som ingen registreringer har. Man kan dog også forestille sig at nogle proxyer er vigtige for at kunne skelne mellem polygoner med få rødlistearter og polygoner med mange rødlistearter. Herudover skønnes usikkerheden i vores viden at være mindre i de polygoner hvor vi har aktuel viden om arter end dem, hvor der ikke foreligger artsfund. For at imødekomme disse forhold har vi valgt både at analysere det fulde datasæt og et datasæt hvor vi kun ser på polygoner som har artsscore på 1 eller derover. Det fulde datasæt er brugt til at analysere dyr, svampe og planter for sig, mens et datasæt uden nul-observationer er brugt til at analysere variationen i median-artsscoren for alle økosystemerne.

Det er vores ambition, at det endelige valg af proxyer repræsenterer alle vigtige organismegrupper og alle vigtige økosystemtyper. For at sikre at proxyernes effekter er konsistente for forskellige artsgrupper og økosystemer, har vi ud over den fulde model for alle polygoner i testdatasættet også lavet separate modeller for udvalgte organismegrupper: rødlistede dyr (antal), planter (tilstedevær/fravær) og svampe (tilstedevær/fravær), samt tre forskellige økosystemer: ferskvand (søer og vandløb), skove og åbent land (§ 3 og marker). Modellerne har lidt forskellige responstyper, idet det fulde datasæt og de tre økosystemdatasæt har en responsvariabel som er normalfordelt, mens planter og svampe har en responsvariabel som er binomialfordelt (til stede vs. ikke til stede) og dyrene har en variabel som er poissonfordelt (antallet af rødlistede dyr tilknyttet polygonet).

#### Effekter af areal og undersøgelsesintensitet

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. Vi har lavet separate modeller for artsscore og for antal eller forekomst af arter af henholdsvis dyr, planter og svampe.

**Figur 4.** Aktivitetskort for Danmark.



Tilsvarende kan man argumentere for at der må være en effekt af hvor grundigt der er blevet kigget efter sjældne arter forskellige steder i landet. Alt andet lige skulle man tro at naturen er bedre undersøgt omkring de store byer end i de tyndest befolkede egne. Derfor har vi udarbejdet et datalag som bygger på antallet af alle slags observationer. Aktivitetsniveauet er baseret på et udtræk af alle artsfund fra Naturbasen (fugleognatur.dk), Svampeatlas og Naturdatabasen (Danmarks Miljøportal) og ses i figur 4. Som man kan se rapporteres der flest arter fra områder omkring København, Nordsjælland, Midtsjælland, Roskilde, Århus, Silkeborg og Vejle.

Når det gælder effekterne af areal og undersøgelsesintensitet, så betragter vi dem som co-variabler i analyserne. For biodiversitetskortet er den egentlige effekt af dem ikke relevant så vi korrigerer herfor inden vi ser på hvilke proxyer der bedst kan forklare variationen i rødlistearterne. Herved kommer man muligvis samtidig til at fjerne noget naturlig variation fra kortene – sæt nu at de største polygoner også har den bedste natur, fordi de findes i store naturområder. Eller sæt nu at landskaber med en særlig rig natur også tiltrækker flere interesserede naturhistorikere, og derfor har en højere undersøgelsesintensitet. Man kan fx se at der er relativt mange observationer fra Grib Skov, men også Thy og Møn, selvom befolkningstætheden disse steder er lav. Derfor har vi estimeret effekterne af de to co-variabler ved at tilføje dem til en model hvor alle proxyvariablerne også er med.

Vi har analyseret for både en rå effekt og en effekt af logaritmen til areal og undersøgelsesintensitet. Den stærkeste af disse effekter (AIC) er brugt til korrektion, dog er ikke-signifikante eller negative effekter ikke brugt som korrektion.

## Analysen 2016

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. For at øge troværdigheden af de statistiske tests gennemfører vi en krydsvalidering af de bedste modeller og medtager kun proxyer som har en udsagnskraft for områder som ikke har indgået i selve parameteriseringen af modellen. Krydsvalideringen foregår ved på skift at holde polygoner for hvert af de gamle amter ude af modellen og bruge modellen til at forudsige dette amts polygoners indhold af rødlistede arter bagefter. Indtil vi har været gennem alle amter.

I praksis har vi fulgt følgende analyseprocedure:

1. Screene for positive og signifikante univariate sammenhænge mellem arter og proxyer
2. Estimere areal og aktivitetseffekt via en fuld multipel model med alle 22 enkeltproxyer som består punkt 1
3. Korrigerer artsmål med koefficienter for areal og aktivitet
4. Fjerne alle negative og ikke-signifikante variabler, en af gangen fra modellen med den mest negative t-værdi først
5. Rangordne tilbageværende variabler efter faldende t-værdi
6. Teste om der er variabler som kan fjernes i en krydsvalidering, hvor man fjerner den svageste variabel, hvis modellens krydsvaliderede forudsigelse stiger, og bliver ved til der ikke er flere som kan fjernes.

7. Udarbejd rangordnet (efter t-værdi) liste over de foreslåede interaktioner og test disse en af gangen ved tilføjelse til grundmodellen.
8. Vi har været mere konservative med interaktioner end grundproxyer og kun medtaget interaktioner med t-værdier > 20% af den maksimale t-værdi i den enkelte model.

Endvidere gennemfører vi en separat evaluering af den endelige proxyscore, hvor alle proxyer tæller 1 point og vi sammenligner funktionen af det sumerede proxypoint med de statistiske modeller hvor proxyerne indgår som separate variabler med forskellige vægte for at optimere den statistiske forudsigtelse. Denne test gennemføres for at evaluere om modellen kan forbedres markant hvis nogle proxyer sættes til at være mere betydende end andre i beregningen af proxyscoren og dermed bioscoren.

### **Univariate analyser**

Resultaterne af de univariate modeller (Tabel 1) bekræfter resultaterne beskrevet i rapporterne for de tidligere versioner af biodiversitetskortet (Ejrnæs m.fl. 2014, Bladt m.fl. 2016), nemlig at næsten alle proxylag har en positiv og signifikant relation til størrelsen af artsscoren og tilstedeværelse af artsgrupperne, i det mindste for de dele af naturen hvor proxyen er defineret (Tabel 1A, 1B).

De største effekter på artsscoren finder vi blandt kystnærhed, habitatnatur og kortlagt natur samt de fire niveauer af naturandel (Tabel 1A). Middelscoren for plantelisterne (Plantetal 1, 2 og 3) er særligt gode til at forudsige artsscoren for lysåben natur (Tabel 1A) og særligt for artsgruppen af planter (Tabel 1B), mens træhøjdevariation og skovkontinuitet er gode proxyer for forekomsten af rødlistede svampe (Tabel 1B). Der er dog også proxyer som i en given analyse har en negativ effekt på nogle artsrespons – fx lavbund på forekomsten af rødlistede svampe og nogle af skovproxyerne for planter. Det afspejler blot at der er flest svampe på tør bund og flest plantearter med en høj artsscore ude i det lysåbne landskab. De nye proxyer (Randeffekter fra landbrug, Linjetæthed, Lav kvælstofdeposition og Skråninger mod vand) er også signifikante, med undtagelse af randeffekter fra landbrug, som har en negativ effekt på arterne. Det bør der analyseres mere på.

### **Multiple regressionsmodeller**

Effekterne af proxyerne ændrer sig, når vi analyserer dem sammen i en additiv model. Vi har lavet multiple regressionsmodeller for alle de 7 datasæt som også er vist i tabel 1A og 1B.

For den fulde model har vi endvidere testet hvad der sker når modellens vægtede proxyer bliver lavet om til en proxyscore hvor alle proxyer tæller et point (Tabel 2). Heraf kan man se at der ikke sker noget betydningsfuldt tab af forklaringskraft ved at transformere modellens vægtede ("Effekt") variabler til en proxyscore hvor alle variabler vægter lige meget (1 point). Begge måder at bruge proxyerne på kan forklare omtrent 30 % af variationen i den mediane artsscore. Man kan også se af Tabel 2, at selvom vi har forsøgt at være konservative i udvælgelsen af variabler, så når modellerne allerede op på omtrent 30 % forklaret variation efter inklusion af 4 variabler, hvorefter den flader ud.

**Tabel 1A.** Univariate analyser, hvor hver proxy er undersøgt separat i relation til forklaringskraften for forekomsten af rødlistede arter. A) Effekten på median artsscoren. Første kolonne er beregnet på det fulde datasæt, de efterfølgende tre er deldatasæt for åbent land, skov og ferskvand (søer og vandløb). Slyngning og faunaklasse er kun testet for vandløb i ferskvandsdatasættet, fordi proxyerne ikke er defineret for søer. B) Effekten på antallet af rødlistede dyr og på forekomsten af rødlistede planter og svampe (0/1).

Modeltype	GLM			GLM			GLM			GLM		
Respons variabel	Median artsscore			Median artsscore, åbent land			Median artsscore, skov			Median artsscore, ferskvand		
Datasæt	n = 309784			n = 121931			n = 163100			n = 24753		
Proxy	Effekt	t	P	Effekt	T	P	Effekt	T	P	Effekt	T	P
Kyst	0.95	95.13	***	1.06	69.67	***	0.82	57.07	***	1.28	38.35	***
Lavbund	0.2	28.27	***	0.25	22.48	***	0.35	34.95	***	0.36	12.01	***
Skråning	0.08	6.59	***	0.22	10.15	***	-0.05	-3.91	***	0.4	2.21	*
Kortlagt natur	0.54	73.76	***	1	94.72	***	1.53	81.53	***	0.24	4.88	***
Skovkontinuitet	1.09	132.45	***	0.82	45.33	***	1.17	119.04	***	0.7	18.73	***
Plantetal1	1.26	158.17	***	1.24	111.44	***	1.58	122.63	***	1.49	54.96	***
Plantetal2	1.63	175.32	***	1.62	126.09	***	1.84	122.88	***	1.78	57.51	***
Plantetal3	1.76	136.69	***	1.91	111.56	***	1.65	74.95	***	2.07	52.4	***
Naturandel20	1.38	174.65	***	1.19	105.59	***	1.5	118.23	***	1.67	61.99	***
Naturandel40	1.62	257.67	***	1.62	162.15	***	1.58	174.49	***	1.99	86.98	***
Naturandel60	1.82	276.92	***	2.1	182.23	***	1.61	185.56	***	2.38	93.51	***
Naturandel80	2.04	235.45	***	2.64	158.03	***	1.7	158.21	***	2.81	80.84	***
Slyngning*	-0.07	-0.96		-	-	-	-	-	-	-0.19	-2.29	*
Faunaklasse*	-0.39	-6.79	***	-	-	-	-	-	-	0.35	7.31	***
Træhøjdeviation	0.77	113.69	***	0.68	51.75	***	0.94	94.98	***	0.49	14.43	***
Vedplanterigdom	0.91	110.96	***	0.75	50.45	***	0.96	92.38	***	0.73	21.51	***
Store træer	0.64	92.62	***	0.16	13.9	***	0.97	106.06	***	0.08	3.09	**
Habitatnatur	2.32	208.34	***	2.36	157.26	***	2.39	130.25	***	2.57	74.41	***
Skråninger mod vand	0.13	9.5	***	0.22	9.08	***	0.03	1.86		0.41	2.68	**
Randeffektbuffer10	-0.13	-11.76	***	0.08	4.19	***	-0.23	-14.81	***	-0.54	-12.08	***
Randeffektbuffer50	-0.69	-94.83	***	-0.49	-43.65	***	-0.79	-78.5	***	-0.93	-31.96	***
Lav N-deposition	0.54	72.29	***	0.54	47.81	***	0.53	49.93	***	0.87	33.24	***
Lav linietæthed	1.36	206.68	***	1.56	134.64	***	1.25	139.38	***	1.5	58.31	***
Linje x N-dep	1.41	140.84	***	1.66	96.09	***	1.18	89.77	***	1.75	49.7	***
Linje x kyst	1.37	101.92	***	1.58	68.48	***	1.18	66.93	***	1.59	33.54	***

Habitatnatur x N-dep	2.53	154.42	***	2.41	112.65	***	3.06	97.11	***	2.71	63.62	***
Habitatnatur x Natur40	2.6	217.05	***	2.7	163.65	***	2.52	132.35	***	2.96	77.83	***
Habitatnatur x Natur60	2.88	214.28	***	3.01	160.58	***	2.75	130.76	***	3.23	75.24	***
Habitatnatur x Natur80	3.22	189.95	***	3.35	137.24	***	3.08	118.45	***	3.5	67.1	***
Kortlagt natur x Natur40	1.44	166.7	***	1.75	160.5	***	1.71	85.13	***	1.93	82.87	***
Kortlagt natur x Natur60	1.97	190.24	***	2.24	176.26	***	1.94	85	***	2.36	89.88	***
Kortlagt natur x Natur80	2.53	176.96	***	2.73	153.45	***	2.43	80.76	***	2.83	78.69	***

**Tabel 1B.** Univariate analyser, hvor hver proxy er undersøgt separat i relation til forklaringskraften for forekomsten af rødlistede arter. A) Effekten på median artsscoren. Første kolonne er beregnet på det fulde datasæt, de efterfølgende tre er deldatasæt for åbent land, skov og ferskvand (søer og vandløb). Slyngning og faunaklasse er kun testet for vandløb i ferskvandsdatasættet, fordi proxyerne ikke er defineret for søer. B) Effekten på antallet af rødlistede dyr og på forekomsten af rødlistede planter og svampe (0/1).

<b>Modeltype</b>	<b>GLM, Poisson</b>			<b>GLM, binomial</b>			<b>GLM, binomial</b>		
<b>Respons variabel</b>	<b>Antal dyr</b>			<b>Planter, P/A</b>			<b>Svampe, P/A</b>		
<b>Datasæt</b>	<b>n = 462724</b>			<b>n = 462724</b>			<b>n = 462724</b>		
<b>Proxy</b>	<b>Effekt</b>	<b>z</b>	<b>P</b>	<b>Effekt</b>	<b>Z</b>	<b>P</b>	<b>Effekt</b>	<b>z</b>	<b>P</b>
Kyst	0.62	150.48	***	1.04	62.31	***	0.7	45.03	***
Lavbund	0.35	98.82	***	0.71	45.77	***	-0.17	-12.55	***
Skråning	0.11	17.36	***	0.57	25.3	***	0.88	49.14	***
Kortlagt natur	0.57	158.97	***	1.32	85.6	***	0.08	5.82	***
Skovkontinuitet	0.79	213.56	***	0.28	15.85	***	1.68	126.45	***
Plantetal1	1.18	331.39	***	2.03	129.63	***	1.03	75.31	***
Plantetal2	1.35	360.48	***	2.19	140.1	***	1.34	91.57	***
Plantetal3	1.32	285.82	***	2.28	129.8	***	1.3	69.14	***
Naturandel20	2.01	274.74	***	1.09	51.5	***	2.79	76.7	***
Naturandel40	1.85	399.63	***	1.09	67.42	***	2.22	119.91	***
Naturandel60	1.64	450.2	***	1.09	71.86	***	1.92	138.7	***
Naturandel80	1.54	423.83	***	1.22	71.29	***	1.84	131.98	***
Slyngning	0.82	39.31	***	1.26	16.07	***	-1.48	-6.41	***
Faunaklasse	0.77	41.93	***	1.08	14.9	***	-1.35	-7.21	***
Træhøjdevariation	0.74	207.84	***	0.03	1.71		2.15	122.28	***
Vedplanterigdom	0.76	200.08	***	0.17	8.72	***	1.14	83.05	***
Store træer	0.56	158.63	***	-0.05	-2.99	**	1.14	82.79	***
Habitatnatur	1.61	405.3	***	2.22	132.18	***	1.69	105.87	***
Skråninger mod vand	0.16	23.29	***	0.75	31.26	***	0.94	47.18	***
Randeffektbuffer10	-0.03	-4.72	***	0.22	9.21	***	0.06	2.74	**
Randeffektbuffer50	-0.56	-127.05	***	-0.22	-13.03	***	-0.65	-39.41	***
Lav N-deposition	0.55	153.6	***	0.57	37.44	***	0.35	26.12	***
Lav linietæthed	1.2	328.02	***	0.88	57.83	***	1.72	118.64	***
Linje x N-dep	1.09	270.84	***	1.14	64.28	***	1.21	78.54	***
Linje x kyst	0.92	179.61	***	1.31	64.49	***	1.28	70.66	***

Habitatnatur x N-dep	1.64	327.95	***	2.12	98.43	***	1.55	70.95	***
Habitatnatur x Naturandel40	1.73	422.83	***	2.18	122.84	***	1.89	113.71	***
Habitatnatur x Naturandel60	1.8	415.92	***	2.17	113.02	***	1.98	110.53	***
Habitatnatur x Naturandel80	1.87	377.56	***	2.17	94.89	***	2.08	98.04	***
Kortlagt natur x Naturandel40	1.26	342.71	***	1.63	103.7	***	0.96	64.39	***
Kortlagt natur x Naturandel60	1.48	377.06	***	1.74	101.27	***	1.31	80.42	***
Kortlagt natur x Naturandel80	1.66	356.22	***	1.86	88.49	***	1.64	82.62	***

---

**Tabel 2.** Multivariat model på det fulde datasæt af median-artsscoren, med de udvalgte proxy-variabler (alle  $P < 0,0001$ ). Kolonnen med cv-model  $r^2$ , viser hvordan den krydsvaliderede  $r^2$  stiger efterhånden som der kommer flere variabler i modellen. Tilsvarende viser proxyscore  $r^2$  hvordan forklaringskraften stiger for proxyscoren når der kommer flere variabler med i beregningen.

	Nummer	Effekt	t-værdi	cv-model- $r^2$	Proxyscore $r^2$
Kyst	1	0.764	87.315	2.17%	3.42%
Habitatnatur	2	0.957	76.210	12.22%	11.46%
Naturandel80	3	0.736	75.460	22.61%	22.82%
Naturandel40	4	0.514	61.512	28.89%	30.36%
Naturandel60	5	0.453	45.669	29.96%	30.91%
Skovkontinuitet	6	0.245	33.209	29.91%	30.01%
Naturandel20	7	0.261	32.043	30.17%	29.47%
Linje x N-dep	8	0.346	28.780	30.67%	30.34%
Kortlagt natur x Naturandel60	9	0.303	24.084	30.99%	31.21%
Lavbund	10	0.091	15.469	31.02%	30.42%
Vedplanterigdom	11	0.108	15.386	30.96%	29.76%
Linjetæthed	12	0.101	12.540	30.91%	29.58%
Kortlagt natur	13	0.094	11.928	30.91%	29.45%
Plantetal2	14	0.164	11.390	31.02%	30.28%
Plantetal3	15	0.144	10.041	30.96%	30.47%

Man kan også se på forudsigelserne af artsscore ud fra proxyscoren på en anden måde end ved hjælp af  $r^2$ . Artsscoren kan jo antage værdierne fra 0-9, mens proxyscoren kan antage værdier fra 0-n, hvor "n" er det antal proxyer som vi ender med at inkludere i proxyscoren. Hvis man vil se på hvor godt proxyscoren forklarer artsscoren kan man lave en såkaldt Chi<sup>2</sup>-test, som undersøger hvor meget fordelingen i en krydstabel afviger fra tilfældig. I tabel 3A og 3B kan man se to krydstabeller, hvor vi har brugt en proxyscore baseret på henholdsvis 4 proxyer og 10 proxyer (rangordnet efter den fulde model, se Tabel 4).

**Tabel 3A.** Krydstabel for testdatasættets polygoner med proxyscoren fra de 4 bedste proxyvariabler (0-4 point, rød) og 9 artspoint (grøn). Proxyerne er udvalgt fra den fulde model af median artsscore.

	0	1	2	3	4
0	104146	41448	6942	651	24
1	68853	30419	6236	628	26
2	33850	25509	7601	828	41
3	9640	24103	13282	2516	205
4	3825	15756	11847	2472	186
5	1555	7960	7010	2564	224
6	791	4809	5953	2531	291
7	485	2020	3031	2181	332
8	927	1116	2251	1921	286
9	94	425	1587	1615	216

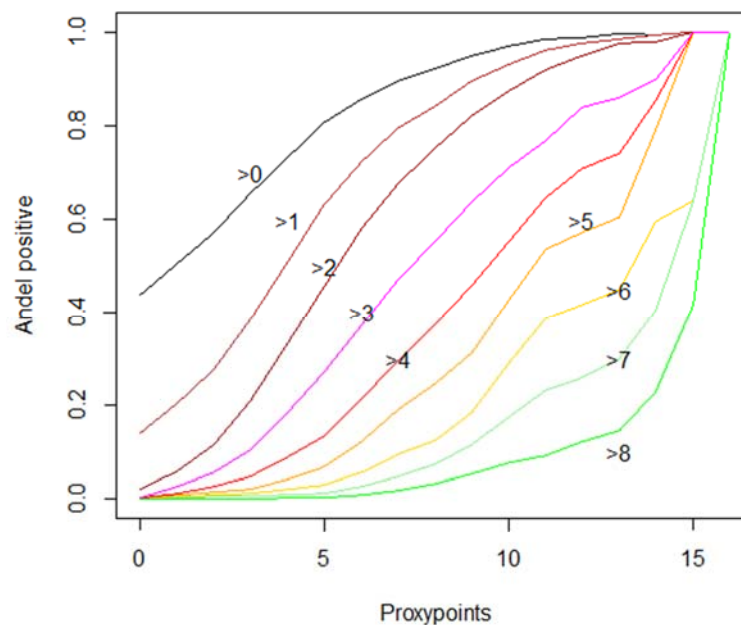


**Tabel 3B.** Krydstabel med de 10 bedste proxyvariabler (0-10 point, rød) og 9 artspoint (grøn).

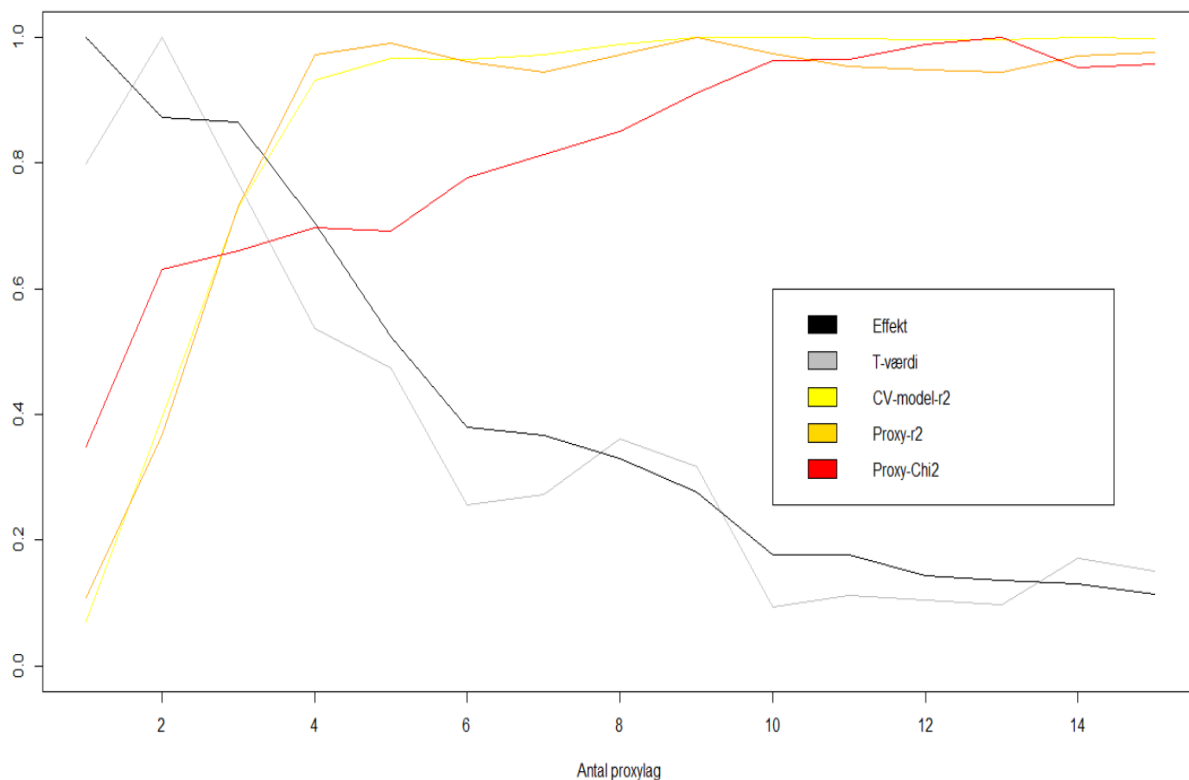
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
0	35795	50726	33547	17946	8691	4456	1576	391	65	15	3
1	19391	31699	26250	15198	7670	3747	1617	474	110	6	0
2	7867	16252	16880	11993	7655	4317	2053	689	103	19	1
3	1372	4286	8977	10743	10332	7532	4095	1744	552	111	2
4	215	1770	4217	6882	8220	6452	3997	1732	478	113	10
5	75	656	1958	3447	3842	3987	2967	1639	659	81	2
6	72	429	793	1690	2671	3443	2875	1592	671	124	15
7	10	218	492	701	1255	1562	1554	1326	721	202	8
8	9	616	527	431	592	891	1219	1163	796	254	3
9	6	30	120	176	338	610	861	863	587	302	44

Figur 5 viser at der er forskel på fordelingen af proxypoints for polygoner med forskellige artspoint.

**Figur 5.** Figuren viser andelen af polygoner ('andel positive') ved en given proxyscore som har X (tal ved hver linje på grafen) eller flere artspoint.



Figur 6 viser hvordan proxyvariablerne og modellerne fungerer når man tager flere og flere proxyer med i den multivariate model. Vi har bygget modeller og proxyscorer med fra 1-15 proxyer, sorteret sådan at vi tager den stærkeste først og derefter de næste. Maximumværdien på tværs af de 15 proxyer er sat til 1, så alle grafer kan vises i samme figur. Sort og grå linje viser relativ effekt og t-værdi for hver proxy i den fulde model med 15 proxy-variabler. Gul og orange linjer viser hvor relativt gode modelforudsigelserne er målt som  $r^2$  – gul for krydsvaliderede modeller med fra 1-15 proxyer, og orange viser  $r^2$  for modeller hvor proxysummen indgår i stedet for enkeltproxyer – igen baseret på 1-15 proxyer. I begge tilfælde ligger maximumværdierne på ca. 31 % forklaret variation, og den opnås allerede efter fire proxyvariabler. Den røde kurve viser  $\chi^2$  for proxysummerne beregnet ud fra 1-15 proxyer. Mens  $r^2$  topper efter ca. 4 variabler, så fortsætter  $\chi^2$  med at vokse helt op til 10-13 proxyer. Det ser altså ud til at der sker en fortsat adskillelse af artsscorerne helt op til 10-13 proxyer, hvilket er en indikation på at et tilsvarende antal proxyer er optimalt i forhold til proxyscorens udsagnskraft.



**Figur 6.** Figuren viser hvordan den relative størrelse af effekt, t-værdien, den krydsvaliderede  $r^2$ , proxyscorens  $r^2$  og proxyscorens  $\text{Chi}^2$  ændrer sig fra variabel 1-15 i modeller af artsscoren. Y-aksen viser den relative størrelse, hvor 1 er den maksimale værdi som er opnået med de 1-15 proxyer. De grå og sorte kurver viser værdier for den bedste model, mens de farvede kurver viser værdier for hver 15 modeller/tests baseret på 1-15 proxyer. Toppen af kurverne indikerer, hvilket antal proxyer som giver den højeste forklaringskraft for den mediane artsscore.

### Rangordning og udvælgelse af proxyer til proxyscoren

Vi har rangordnet proxyerne baseret på de 7 modeller af forskellige deldatasæt i tabel 4.

Som i de forrige versioner af biodiversitetskortet er de stærkeste proxyer Kystnærhed, Habitatnatur, Naturtæthed og Kortlagt natur. Lidt overraskende kiler Træhøjdevariation sig ind som 5. bedste variabel, selvom denne variabel kun er stærk for forudsigelse af de rødlistede svampe. På plads 12, 13 og 14 kommer to nye proxyer ind, nemlig Linjetæthed og Lav kvælstofdeposition samt interaktionen mellem disse. På plads 17 kommer den næste interaktion ind, nemlig mellem Kortlagt natur og Naturtæthed (60 %). Hvis vi ligesom tidligere udelukker to af de fire naturtæthedsvariabler og medtager 13 proxyer, så bliver udvalget (som vist med fed skrift i Tabel 4) følgende proxyer: Kystnærhed, Habitatnatur, Naturtæthed (80 %), Naturtæthed (40 %), Træhøjdevariation, Kortlagt natur, Skovkontinuitet, Plantetal1, Plantetal3, interaktion mellem Kvælstofdeposition og Linjetæthed, Linjetæthed, Lav kvælstofdeposition og Lavbund.

Når først proxyerne er udvalgt indgår de som 10×10 m rasterlag i udregning af proxyscoren. Artsscore og proxyscore nulstilles for intensivt dyrkede marker ud fra den antagelse at dyrkningen i det store og hele gør pløjemarkerne uegnede som levesteder for truede arter.

**Tabel 4.** Rangordning af proxyer fra de 7 multivariate modeller. Den endelige prioritering er lavet ud fra produktet af minimumsrang og middeltang. På den måde sikrer vi at vi får alle de variabler med som er bedst for en eller flere delgrupper af arter eller økosystemer, men også de som er jævnt gode i alle modellerne.

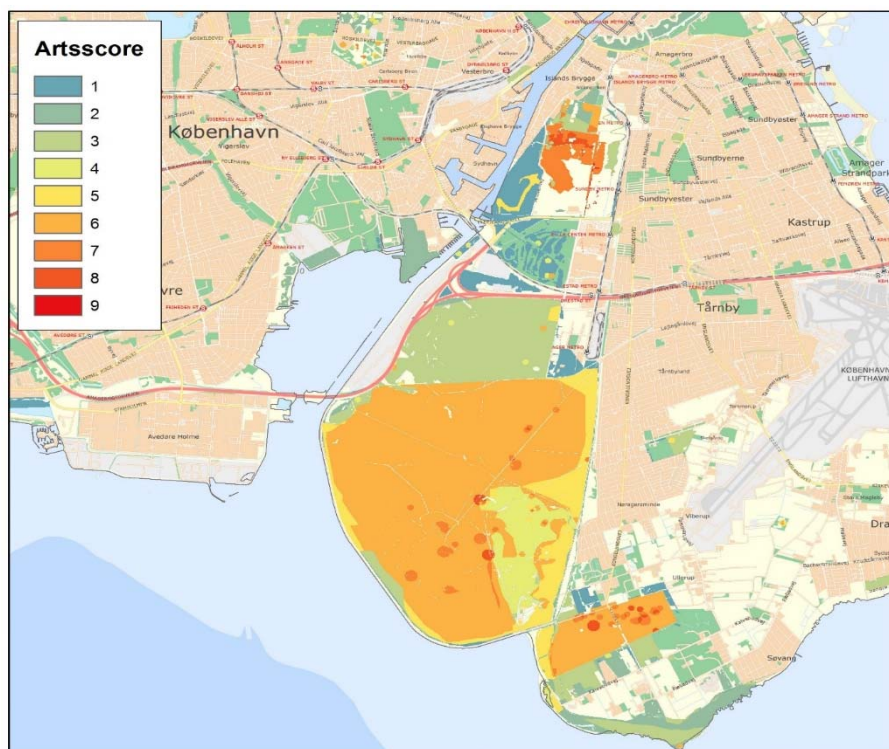
	Fuldt (>0)	Skov (>0)	Fersk (>0)	Åben (>0)	Svampe	Planter	Dyr	Minimum	Middel	Produkt	Prioritering
Kystnærhed	1	1	2	1	2	1	1	1	1.3	1.3	1
Habitatnatur	2	13	1	5	7	10	7	1	6.4	6.4	2
Natur80	3	2	3	2	6	6	4	2	3.7	7.4	3
Natur40	4	4	4	3	5	5	2	2	3.9	7.7	4
Træhøjdevariation	20	20			1	20	20	1	16.2	16.2	5
Natur60	5	3	5	4	9	20	5	3	7.3	21.9	6
Kortlagt natur	13	7	20	7	20	2	11	2	11.4	22.9	7
Natur20	7	9	6	6	4	20	3	3	7.9	23.6	8
Skovkontinuitet	6	8			3	20	20	3	11.4	34.2	9
Plantetal1	20	6		20	20	3	12	3	13.5	40.5	10
Plantetal3	15	20		8	11	4	20	4	13.0	52.0	11
N-dep X linjer	8	5	7	11	20	7	20	5	11.1	55.7	12
Linjetæthed	12	20	8	9	8	20	8	8	12.1	97.1	13
N-dep	20	20	20	20	12	20	6	6	16.9	101.1	14
Lavbund	10	15		12	20	9	9	9	12.5	112.5	15
Plantetal2	14	20		20	13	8	13	8	14.7	117.3	16
Kortlagt X Natur60	9	20	20	10	20	20	20	9	17.0	153.0	17
Vedplanterigdom	11	12			20	20	20	11	16.6	182.6	18
N-dep X HabitNatur	20	10	20	20	20	20	20	10	18.6	185.7	19
Skråning mod vand	20	20	20	20	10	20	20	10	18.6	185.7	20
Faunaklasse	20		20				10	10	16.7	166.7	21
HabitNatur X Natur60	20	11	20	20	14	20	20	11	17.9	196.4	22
Gamle træer	20	14			20	20	20	14	18.8	263.2	23
Linjer X Kystnær	20	20	20	20	15	20	20	15	19.3	289.3	24
Slyngninger	20		20		20	20	20	20	20.0	400.0	25
Skråning	20	20	20	20	20	20	20	20	20.0	400.0	26
Buffer10	20	20	20	20	20	20	20	20	20.0	400.0	27
Buffer50	20	20	20	20	20	20	20	20	20.0	400.0	28

### 3. Udvikling af biodiversitetskortet 2017

Udviklingsarbejdet fra 2016 fortsatte i 2017 og resulterede i følgende nye bidrag til biodiversitetskortet:

- 1) Udviklingen af tre nye LiDAR-baserede proxyer for sparsom plantevækst, strukturskov og mikrotopografisk variation (Groom m.fl. 2018).
- 2) Tilføjelse af byerne, dels så der beregnes bioscore for byer og bebyggede arealer, men også med udviklingen af en ny proxy, Urban kontinuitet, ved at gennemføre en polygonisering baseret på clustering af matrikelnumre (figur 7) (Groom m.fl. 2018). Hidtil har biodiversitetskortet kun været defineret i skov og det åbne land.
- 3) Udvikling af en ny metode til at tildele rumlig udstrækning til artsobservationer i kortet. Frem for at tildele artsfund til polygoner vil vi i stedet tildele artsfund som cirkler med en fast størrelse og så klippe disse med polygonerne, hvis cirklerne krydser intensivt landbrugsland.
- 4) Ny metode til udtagning af en stikprøve til proxy-test ud fra pixels i stedet for polygoner. Dette skulle give en større rumlig præcision, idet informationer om proxyer og arter får et mere præcist rumligt sammenfald end når de er optalt på polygoner med meget forskellig størrelse.

**Figur 7.** København/Amager med artsscorer for rødlistearter.



Punkt 1-2 er beskrevet i særskilt rapport (Groom m.fl. 2018). Punkt 3-4 beskrives nedenfor.

## Metoder

### Artsobservationer og udvælgelse af testdatasæt

Vi har i år foretaget nogle ændringer i den måde vi tildeler punktbaserede artsobservationer til kortet, samt den måde vi tester proxyernes udsagnskraft på. Formålet har været at få en mere rumligt retvisende repræsentation af artsobservationer og en mere præcis evaluering af hvilke faktorer/proxyer der er vigtigst mht. at forudsige forekomsten af rødlistede arter.

I de forgående versioner af biodiversitetskortets lokale prioritering (2014, 2015 og 2016) har de såkaldte grundpolygoner haft en væsentlig rolle i forbindelse med håndteringen af artsobservationer samt i testen af proxyernes effektivitet. Et grundpolygon består typisk af et § 3-område, en mark eller et skovområde med tilstræbt homogen skovstruktur. En stor del af de artsobservationer der indgår i kortet indrapporteres som en position, et punkt, angivet med en vis geografisk præcision. På baggrund af den geografiske præcision er en artsforekomst tidligere blevet tildelt de grundpolygoner, der lå inden for en vis radius af observationspunktet. Hvis punktet faldt midt på et overdrev blev arten således angivet i kortet som værende tilstede på hele overdrevet, og hvis punktet faldt nær grænsen mellem en eng og en mose blev arten angivet som værende tilstede både på hele mosens og hele engens areal. Formålet har hele tiden været at give en så retvisende repræsentation af de levesteder, der understøtter arterne.

Til brug for testen af proxyernes evne til at forudsige forekomst af rødlistearter blev hvert grundpolygon karakteriseret ud fra arealoverlappet med de forskellige proxyer. Et overdrev blev f.eks. karakteriseret efter om det indeholdt en del af en skrænt, om det lå i et område med stor naturtæthed, om det lå kystnært osv. På baggrund heraf sammenholdt vi artsforekomsterne og grundpolygonernes karakteristika i analysen af hvilke proxyer, der er bedst til at forudsige artsforekomster.

Den polygonbaserede tilgang har tre ulemper. For det første er det teknisk krævende at fjerne de rumlige overlap for de forskellige polygoner – eksempelvis overlap mellem § 3, skov, mark og vandløb. Denne øvelse resulterer let i små irrelevante restarealer. For det andet varierer grundpolygoner væsentligt i størrelse og for det tredje er der stor forskel på hvor homogene polygonerne er. Nogle steder er antagelsen om at hele polygonet kan være levested for arten velbegrundet, og andre steder forekommer de rødlistede arter udelukkende på en ret smal bræmme med skræntskov eller en lille overdrevsknold i et i øvrigt stort og ret kulturpåvirket polygon. Særligt for skovene og byerne har vi ingen biologiske kortlægning at lægge til grund for polygonerne, men også § 3-polygonerne er meget uensartede i størrelse og variation.

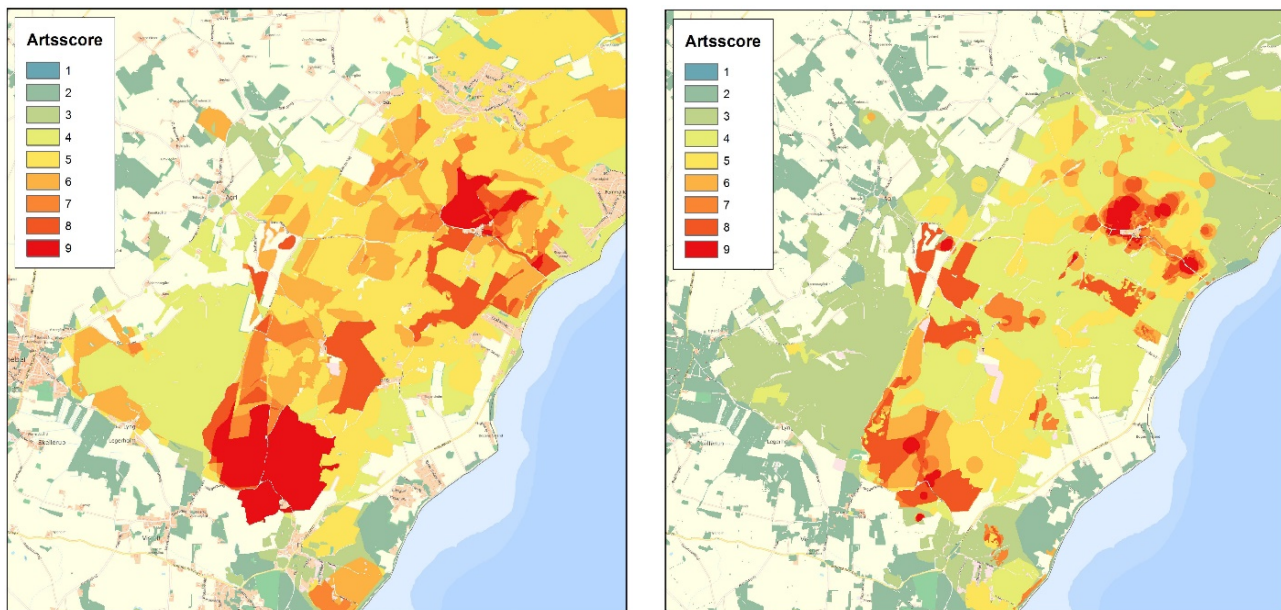
Derfor mister man præcision ved at basere sig på polygoner. Hvis de rødlistede arter fortrinsvis findes i et begrænset område på en meget stor strandeng, og hvis netop denne del af strandengen adskiller sig fra resten af arealet mht. de beskrivende proxyer, så kan det være vanskeligt at erkende denne sammenhæng, hvis både arternes forekomst og proxyernes tilstedeværelse opgøres samlet for hele strandengen.

For at imødegå denne problematik har vi ændret måden vi tildeler de punktbaserede artsobservationer på, samt måden vi tester proxyerne. En observation af en rødlistet art tildeles nu som udgangspunkt som en cirkel inden for den arealtype, hvor punktet ligger. Arealtyperne er

- 1) ferskvand, sø og vandløb
- 2) lysåben terrestrisk § 3 (eng, mose, hede, overdrev og strandoverdrev) samt ekstensivt dyrkede marker (Ejrnæs m.fl. 2014)
- 3) skov
- 4) bebyggelse (byer, gårde m.m.)
- 5) intensivt og semi-intensivt dyrkede marker (Ejrnæs m.fl. 2014).

Observationen tildeles med en cirkel rundt om observationspunktet. For dyr anvendes en radius på 100m, og for planter og svampe anvendes en radius på 50m. Desuden gør vi den forskel på de mobile dyr og de immobile planter/svampe, at dyrenes cirkler får lov at strække sig ind i andre slags naturtyper (dog ikke intensive marker), mens planter/svampe kun kan strække sig inden for den angivne naturtype. Hvis observationspunktet ligger på et § 3-areal beskæres den del af cirklen, der måtte overlappe med mark, skov, sø eller bebyggelse.

Desuden opdeler vi alle arter i akvatiske, terrestriske eller amfibiske. Hvis observationspunktet for en akvatisk art ligger på land (f.eks. lige ved siden af et vandhul) anvendes kun den del af cirklen der overlapper med ferskvand, og vice versa for terrestriske arter. Fordelen med denne tilgang er, at artsdiverse dele af større grundpolygoner bliver tydeligere i kortet. Til gengæld går vi bort fra, at grundpolygoner, der ofte repræsenterer forvaltningsenheder, tildeles værdi som et hele på baggrund af de arter, der findes på arealerne (figur 8).

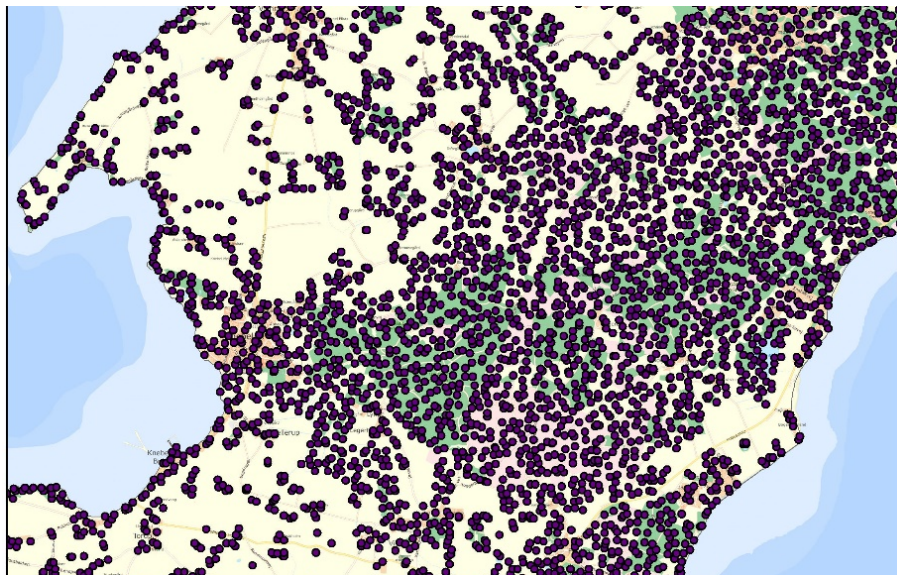


**Figur 8.** Mols Bjerge med en sammenligning af artsscore i 2015 (tv) med den nye artsscore i 2017 (th).

Som en naturlig konsekvens af den ændrede måde at tildele de punktbaserede artsobservationer på går vi væk fra at teste proxyerne på basis af en opsummering inden for grundpolygoner til i stedet at udtrække en stikprøve af punkter fra kortet. For hvert punkt laves en opgørelse over hvilke proxyer og hvilke artsobservationer der er tilstede. Vi udtrækker stikprøven fra centrum i de pixels, som udgør biodiversitetskortets lokale prioritering. For hver 10×10 pixels i kortet, dvs. for hver ca. 100×100m, udvælger vi en observation til test-data. Vi gør det på denne måde for at undgå at vælge punkter som ligger lige ved siden af hinanden, og på denne måde reducerer vi risikoen for rumlig autokorrelation.

Hvis der inden for de 100×100m findes pixels, hvor der er forekomst af en rødlistet art, udvælger vi tilfældigt én af disse pixels. Ellers udvælges en pixel tilfældigt blandt den del af de 100×100 meter, der ikke er intensivt dyrket mark, og som i øvrigt er af en arealtype, der er med i kortet (dvs. ikke vej, strand m.m.). Med denne prøvetagning opnår vi ca. 3 millioner punkter fordelt over hele Danmark, som indgår i test af proxyer (figur 9).

**Figur 9.** Mols Bjerge med eksempel på stikprøven af valgte punkter til test af proxyer.



Fra denne stikprøve trækker vi otte forskellige stikprøver til testen af proxyerne:

- 1) Fuldt datasæt: Alle punkter med positive artsobservationer (182366) + 1/6 af de tilfældige punkter uden artsobservationer (452812)
- 2) Lysåben: Alle lysåbne punkter med positive artsscorer (74837) + 1/6 af de tilfældige lysåbne punkter uden artsobservationer (274192)
- 3) Skov: Alle skovpunkter med positive skovscorer (48548) + 1/6 af de tilfældige skovpunkter uden artsscorer (153438).
- 4) Ferskvand: Alle punkter som falder i sø eller vandløb. Det resulterer i 62205 punkter med artsobservationer og 165533 uden
- 5) Urban: Alle punkter fra stikprøven under pkt 1, som falder i byer. Det resulterer i 6985 punkter med artsobservationer og 128709 uden
- 6) Svampe: Alle punkter med svampeobservationer (55398) og 1/6 af resten af punkterne (453305)
- 7) Planter: Alle punkter med planteobservationer (101337) og 1/6 af resten af punkterne (454573)
- 8) Dyr: Alle punkter med dyreobservationer (116551) og 1/6 af resten af punkterne (563399)

Som i 2016 laver vi en multipel regressionsmodel for hver stikprøve. Modellerne er baseret på logistisk regression for deldatasæt med arter (presence/absence respons) og negative binomial-modeller for de øvrige deldatasæt (artscore som respons). Observationsintensitet indgår som log-transformeret covariabel i modellerne.

De udvalgte variabler fra 2016 (tabel 4) indgår i testen sammen med variabler fra det eksisterende biodiversitetskort (Slyngninger, Faunaklasse og Skråninger osv.). Desuden indgår de 4 nye variabler (Strukturskov, Mikrotopografi, Sparsomt plantedække samt Urban kontinuitet) i modellerne. Udviklingen af disse er beskrevet i Groom m.fl. (2018). Der blev udviklet en række variationer af hver af de tre førstnævnte nye variable. Indledningsvist blev der derfor lavet en test af hvilken af disse variationer der var bedst for hver variabel. Kun disse tre bedste variationer blev medtaget i det videre testforløb.

Variabler med ikke-signifikant eller negativ effekt fjernes fra modellerne. Alle to-variabel-interaktioner testes på det fulde datasæt. Der er dog kun to variabler som har signifikante positive effekter i kombination med andre variabler, nemlig Kvælstofdeposition og Mikrotopografi. Begge har stærkest effekt i kombination med 40 % naturtæthed, og disse to interaktioner indgår derfor som kandidater i alle de øvrige modeller.

Testværdier (Z-values) for de positive, signifikante variabler bruges til at rangordne variablerne efter, og ikke signifikante variabler tildeles rang 21. Sammenlignet med det biodiversitetskortet fra 2015, udgår Habitatnatur, Træhøjdevariation og Skovkontinuitet og erstattes af Strukturskov, Linjetæthed og Kvælstofdeposition.

## Resultater 2017

Urban kontinuitet røg ud af alle modellerne som ikke-signifikant eller med negativ effekt. De øvrige variabler var signifikante i en eller flere modeller. Vi brugte variablerne rang i modellerne som udgangspunkt for en prioritering hvor vi beregnede produktet af variabelens gennemsnitlige rang og variabelens højeste rang. Jo mindre produkt jo bedre regner vi variabelen. Vi har bevidst udeladt mikrotopografi, da flyvelinjerne fra LiDAR slår igennem i beregningerne, og vi derfor opfatter proxyen som værende i beta-version. Modellerne tyder dog på at der kan være en effekt af denne proxy på rødlistede planter.

I toppen af rangordenen finder vi naturtæthed (40 og 80), kortlagt natur, strukturskov, faunaklasse, plantetal 1 og kystnatur. Strukturskov er en af de nye LiDAR-afledte proxyer. Linjetæthed er fra projektet i 2016, mens de øvrige proxyer er gengangere fra tidligere: Lavbund, habitatnatur, slyngninger, skråninger og skovkontinuitet. Der er således en fin kontinuitet tilbage til tidligere versioner af biodiversitetskortet.



**Table 5.** Resultatet af de multiple regressionsmodeller baseret på 8 forskellige stikprøver af punkter og det rasterbaserede biodiversitetskort. De 18 forskellige afprøvede proxyer, herunder en interaktion proxyer er rangordnet i tabellen. De 13 bedste proxyer, som er udvalgt til næste generation af biodiversitetskortet er markeret med fed skrift.

Variabel	Fuldt	Urban	Åbent land	Skov	Ferskvand	Planter	Svampe	Dyr	Minimum	Middel	Produkt
<b>Naturtæthed 40 %</b>	1	1	1	1	1	3	3	1	1	1.5	1.5
<b>Kortlagt natur</b>	3	6	2	7	18	1	8	8	1	6.6	6.6
<b>Strukturskov</b>	7	5	8	4	18	18	1	12	1	9.1	9.1
<b>Plantetal 1</b>	8	8	3	6	6	5	2	14	2	6.5	13
<b>Kystnærhed</b>	9	2	4	2	18	11	4	3	2	6.6	13.2
<b>Faunaklasse</b>	2	3	18	5	2	7	18	2	2	7.1	14.2
<b>Naturtæthed 80 %</b>	5	18	7	3	4	6	5	4	3	6.5	19.5
Mikrotopografi	13	10	11	12	5	2	18	15	2	10.8	21.6
<b>Lavbund</b>	4	4	13	10	3	12	18	5	3	8.6	25.8
<b>Linjetæthed</b>	6	7	5	8	8	4	12	9	4	7.4	29.6
<b>Habitatnatur</b>	11	18	6	11	18	13	9	6	6	11.5	69
<b>Slyngninger</b>	10	9	18	16	7	10	18	7	7	11.9	83.3
<b>Skråninger</b>	14	12	10	14	18	9	7	18	7	12.8	89.6
<b>Skovkontinuitet</b>	15	18	18	18	18	18	6	10	6	15.1	90.6
Plantetal 3	16	18	12	13	10	8	10	13	8	12.5	100
Kortl. natur X Kvælstofdep.	12	18	18	18	9	14	18	11	9	14.8	133.2
Kvælstofdeposition	18	18	9	9	18	15	18	18	9	15.4	138.6
Sparsomt plantedække	17	11	14	15	18	18	11	16	11	15	165

## 4. Perspektivering: Bioscoren som værktøj

Bioscoren er lavet for at blive brugt som værktøj i den lokale naturplanlægning. Den grundlæggende idé bag kortet er at samle al tilgængelig viden om konkrete arealers værdi som levesteder for truede arter for at denne viden kan blive anvendt når beslutningstagerne prioriterer hvor naturen skal beskyttes og forvaltes.

Hermed lægger biodiversitetskortet op til at bruge det princip som i daglig tale kaldes "brandmandens lov". Kort fortalt går det ud på at beskytte eksisterende levesteder først, dernæst at forbedre tilstanden af forringede levesteder og til sidst at skabe nye levesteder. Biodiversitetskortet kan udpege de mest værdifulde levesteder, men også bruges som værktøj i planlægningen af den nye natur, så den ikke placeres tilfældigt, men kan bruges til at understøtte den eksisterende natur bedst muligt.

Af og til støder man på en diskussion om det er bedst at prioritere beskyttelsen af de sjældne og truede arter eller hellere skulle satse på at forbedre vilkårene for de almindelige arter – det som nogle gange omtales som "hverdagsnaturen". I forhold til biodiversitetskonventionen er der ingen tvivl: Vi opfylder bedst de internationale naturmål ved at standse tilbagegangen for de truede arter. Desuden er der en grundlæggende biologisk regel som siger at hvis man prioriterer levesteder for truede arter, så gavner man også almindelige arter, mens det omvendte ikke er tilfældet hvis man placerer indsatsen på steder som er valgt ud fra almindelige arter.

### Om sikker viden og indikationer

Bioscoren består i en artsscore og en proxyscore. Artsscoren stammer fra observationer af rødlistede arter. For udvalgte artsgrupper har vi ladet en arts ekspert tolke på artsdata for at få en mere retvisende geolokalisering af arternes kritiske levested eller leveområde. En truet sommerfugleart kan jo godt være registreret på en sommerfuglebusk i en villahave, men i virkeligheden lever den i en skovlysning i den nærmeste løvskov. For andre arter bruger vi observationsstedet som udgangspunkt for geolokalisering. For alle arterne gælder, at vi vægter observationerne efter sikkerheden ved geolokaliseringen og efter hvor truet arten er på den seneste rødliste (Ejrnæs m.fl. 2014). Desuden nedvægter vi arter med meget stor national udbredelse (Ejrnæs m.fl. 2014) og vi nedvægter fund som er mere end 10 år gamle (Bladt m.fl. 2016). I praksis vil der i reglen være en vis usikkerhed på artsscoren. Selvom en fugl har ynglet i et område de senere år, er det jo ikke sikkert den stadig yngler på stedet. Det samme gælder fund af svampe eller planter, som måske er forsvundet fra lokaliteter uden at nogen har opdaget det. Sådan er vilkårene, når man arbejder med landsdækkende data, hvoraf mange stammer fra frivilliges registreringer.

Proxyscoren er tilføjet til kortet ud fra den grundlæggende motivation, at der er mange steder som er egnede for truede arter, men hvor der aldrig er gennemført grundig eftersøgning af arter. Hvor artsscoren baseres på helt lokale, konkrete fund, så baseres proxyscoren på nationale GIS-lag over egenskaber som øger sandsynligheden for at et konkret sted er værdifuldt som levested for truede arter. Disse skal i endnu højere grad end arterne betragtes som in-

dikative – det drejer sig fx om arealer som er kystnære, ligger på lavbunds-  
jord, ligger i stejlt terræn, ligger i beskyttet natur eller ligger i landskaber med  
en høj naturtæthed.

Den samlede bioscore skal altså forstås som det bedste eksisterende nationale  
bud på hvilke arealer som er værdifulde i kampen for at standse biodiversi-  
tetstab. Det vil altid være relevant at supplere bioscoren med feltbaseret lo-  
kalitetskendskab eller helt opdateret viden om forekomsten af truede arter.

Bioscoren siger ikke noget om arealernes aktuelle beskyttelse eller hvorvidt  
den nuværende forvaltningsindsats er tilstrækkelig eller ej. Man kan altså  
ikke regne med at fordi et areal har en høj bioscore, så er alting som det skal  
være. Det er snarere lige omvendt: Hvis et areal har en høj bioscore, så er det  
her man skal vurdere om den nuværende beskyttelse og forvaltning er opti-  
mal eller tilstrækkelig, så de truede arters levesteder er sikret for eftertiden.

I erkendelse af at ingen områder i Danmark er fuldstændig kortlagt for alle  
levesteder og organismegrupper, så vil det være hensigtsmæssigt at supplere  
oplysningerne i det nationale biodiversitetskort med lokal eller kommunal vi-  
den om konkrete naturområder med et stort naturpotentiale som måske ikke  
i tilstrækkelig grad afspejles af bioscorens kendte observationer af arter og  
proxyer.

### **Bias i biodiversitetskortet**

Som det fremgår af figur 4, er der stor forskel på undersøgelsesintensiteten for-  
skellige steder i Danmark når det gælder om at eftersøge og rapportere arts-  
fund i de databaser vi har lagt til grund for biodiversitetskortet (landsdækkende  
databaser med georeferering og kvalitetssikring af artsfund). Bedst undersøgt  
er Københavnsområdet og Nordsjælland, efterfulgt af Silkeborg, Vejle og År-  
hus. Når bias i praksis bliver mindre end figur 4 kunne give indtryk af, skyldes  
det at fund af rødlistearter er mindre ulige fordelt, hvilket skyldes at naturhi-  
storikere har det med bevidst at opsøge spændende lokaliteter. Desuden tæller  
en rødlisteart kun en gang for et område, uanset hvor mange gange den er re-  
gistreret. Endelig har vi fået gennemført geolokaliseringer af en række rødli-  
stede artsgrupper såsom fugle, sommerfugle, svirrefluer og planter – netop  
med henblik på at arterne repræsenteres i de områder hvor de lever, og ikke  
blot ud fra mængden af registreringer af arterne (Ejrnæs m.fl. 2014). Det er da  
også tydeligt i det endelige biodiversitetskort at områder som Anholt, Læsø,  
Skagen, Thy, Djursland, Borris og Oksbøl har meget høje bioscorer, selvom de  
ligger langt fra de mest intensivt undersøgte områder i Danmark. Det er vores  
vurdering at kortet generelt giver et godt billede af biodiversitetsværdierne i  
Danmark, men det er på den anden side indlysende at der findes glemte natur-  
perler i Danmark som endnu ikke er kortlagt, og hvor vi derfor ikke kan tildele  
point for forekomst af rødlistede arter. Vi håber at øget brug af biodiversitet-  
skortet i forskellige sammenhænge kan inspirere kommuner og frivillige til at  
få gennemført en bedre fremtidig naturregistrering.

### **Om at skabe sammenhæng i Det Grønne Danmarkskort**

Som led i den eksisterende planlovsaftale skal kommunerne basere deres  
rumlige naturplanlægning på Det Grønne Danmarkskort og til dette arbejde  
stiller staten et biodiversitetskort til rådighed.

Biodiversitetskortet viser det mest opdaterede landsdækkende billede af hvilke konkrete arealer som i særlig grad bidrager som levesteder eller potentielle levesteder til at opretholde Danmarks biodiversitet. Som det fremgår af ovenstående vil det være omkostningseffektivt at sikre de mest værdifulde levesteder for truede arter mod fremtidig ødelæggelse. Men sammenhæng og størrelse er også en vigtig prioritet, og det er der flere grunde til.

For det første giver sammenhængende naturområder langt bedre muligheder for at prioritere naturlige processer, hvoraf nogle processer kan være ganske pladskrævende. Hvis man har en stor have, kan man finde plads til et stort træ, og hvis man har en herregårdspark, kan man måske finde plads til at træet kan få lov at dø en naturlig død og vælte af sig selv. Men hvis man vil give et vandløb fri til at slynge sig og gå over sine bredder, som det gør helt naturligt hvis man ophører med at skære grøde og grave sediment op, så kræver det langt mere plads. Sådan er det med naturlig hydrologi og med naturlig kystdynamik – hvis man lukker grøfter eller nedlægger diger, så kan det have effekter på store landområder. Selvom vilkårene for biodiversiteten forbedres, kan forsumpning, havindbrud eller sandflugt ødelægge beboelsesejendomme eller produktion i landbrug og skovbrug. Derfor har flere af den nyere tids store naturgenopretningsprojekter – fx Skjern Å og Helnæs Made – involveret opkøb af betydelige jordstykker for at kunne realiseres.

For det andet giver større naturområder flere levesteder og større bestande af de truede arter. Dermed falder risikoen for genetiske indavlsdepressioner i bestandene og risikoen falder for at arter uddør lokalt fordi en lille bestand går til grunde i et år med ugunstige vejrforhold eller som følge af fysiske forstyrrelser eller sygdom i bestanden. Beslægtet med denne effekt af store naturområder er effekten af høj naturtæthed i landskabet. Når der er høj naturtæthed, kan der være mange små delbestande som til sammen udgør en metapopulation, som er forbundet ved at individer fra tid til anden spreder sig mellem delbestandene. En stor metapopulation er mere robust over for stokastiske svingninger, fordi lokal uddøen af en delbestand kan blive fulgt af genindvandring fra en af de andre overlevende delbestande. Denne positive effekt af en høj naturtæthed med et netværk af forbundne naturområder er særlig vigtigt for kortlivede arter med begrænset spredningsevne, for eksempel sommerfugle eller padder. For arter med meget ringe spredningsevne, som fx mange planter, er det vigtigere at prioritere eksisterende levesteders beskyttelse og tilstand. For arter med meget stor spredningsevne, som fx mange insekter, fugle og pattedyr, spiller det ikke så stor en rolle om dyrene skal passere uegnet habitat for at finde egnede levesteder – da er det vigtigere at der findes egnede levesteder.

Tommelfingerreglen om at prioritere kvaliteten af eksisterende levesteder for rødlistearter højere end den rumlige konfiguration af levesteder gælder stadigvæk. Mængden af kvalitetslevesteder for truede arter er alt andet lige vigtigere end konfigurationen. Alligevel kan det være relevant også at overveje at udlægge bufferarealer/bræmmer samt at etablere korridorer for nøglearter, som ikke kan færdes frit i kulturlandskabet. Udlægning af ny natur kan medvirke som buffer for at begrænse en negativ effekt af landbrugsaktiviteter på levesteder for rødlistearter. Dette er særlig relevant, hvor dyrkede marker grænser direkte op til levesteder for rødlistearter, og det mest oplagte eksempel på dette er nok, at en meget stor del af Danmarks lille intakte græslandsareal ligger på stejle skrænter langs med hav og fjordkysterne samt i ådalene. Ofte er der dyrkede marker umiddelbart oven disse græslandsskrænter, og

der sker en tydelig næringsstoffbelastning af skrænterne som følge af markdriften. Her vil udlægning af en bræmme i kanten af marken med ophørt dyrkning naturligvis kunne udvide naturarealet, men vigtigst af alt vil en sådan bræmme kunne beskytte græslandsskrænten mod yderligere ødelægelse. Andre eksempler kunne være landbrugsarealer som grænser op til oligotrofe søer, fattigkær, næringsfattige skove med mange mosser og laver, kildevæld, rigkær og andre naturtyper af stor værdi og lille udbredelse, som ofte ligger omgivet af dyrkede marker. Korridorer mellem naturområderne kan også give mulighed for at store græssende pattedyr kan færdes mellem områderne. Store græsædere og andre nøglearter som vildkvæg, vildhest, bison, elg, vildsvin vil ofte være under hegn i det danske landskab for at reducere de ulemper i form af vildtskader og trafikproblemer dyrene ville forårsage uden for hegn. Ikke desto mindre vil optimal naturforvaltning i form af helårsgræsning uden tilskudsfodring forudsætte at dyrene har adgang til store og varierede landskaber med mulighed for at søge læ og for at veksle i deres fødesøgning mellem tørre og våde biotoper og mellem forskellige typer af vegetation. Her kan korridorer medvirke til at binde naturområder sammen i funktionelle enheder af betydelig størrelse.

## 5. Referencer

Anon 2016. Bekendtgørelse om klassificering og fastsættelse af mål for naturtilstanden i internationale naturbeskyttelsesområder. Bilag 1. BEK nr 945 af 27/06/2016.

Bladt, J., Brunbjerg, A.K., Moeslund, J.E., Petersen, A.H. & Ejrnæs, R. 2016. Opdatering af lokal bioscore for biodiversitetskortet for Danmark 2015. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 20 s. - Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 74.  
<http://dce2.au.dk/pub/TR74.pdf>

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>

Ejrnæs, R., Bladt, J., Moeslund, J.E., Brunbjerg, A.K. & Groom, G. G. 2018. Biodiversitetskortets bioscore. Notat fra DCE.  
[http://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater\\_2018/Biodiversitetskortets\\_bioscore.pdf](http://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2018/Biodiversitetskortets_bioscore.pdf)

Ellermann, T., Bossi, R., Nygaard, J., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L. & Geels, C. 2016: Atmosfærisk deposition 2015. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 70 s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 204.  
<http://dce2.au.dk/pub/SR204.pdf>

EU. 1992. Council Directive 92/43/EEC of 21 may 1992.

Fløjgaard, C., Bladt, J. & Ejrnæs, R. 2017. Naturpleje og arealstørrelser med særligt fokus på Natura 2000 områderne. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 58 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 228. <http://dce2.au.dk/pub/SR228.pdf>

Greve, M.H., Christensen, O.F., Greve, M.B., Rania, B.K. 2014. Change in peat coverage in Danish cultivated soils during the past 35 years. Soil Sci., 179, pp. 250-257

Groom, B.G., Bladt, J., Moeslund, J.E. & Ejrnæs, R. Developing biodiversity proxies. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy – Technical report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy

Johannsen, V.K., Rojas, S.K., Brunbjerg, A.K., Schumacher, J., Bladt, J., Nyed, P. K., Moeslund, J. E., Nord-Larsen, T. & Ejrnæs, R. 2015. Udvikling af et High Nature Value – HNV-skov kort for Danmark.

Petersen, A.H., J. Bladt, H.H. Bruun, R. Ejrnæs, J. Heilmann-Clausen og C. Rahbek 2017. Biologiske anbefalinger om udpegning af skov til biodiversitetsformål på statens arealer. Forskningsbaseret rådgivning fra Københavns og Aarhus Universiteter i forbindelse med regeringens Naturpakke. Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, Københavns Universitet. 40 s.

Skov, Fl., Bladt, J., Dalby, L., Nygaard, B. & Ejrnæs, R. 2017. Naturkapitalindeks for danske kommuner. Metodebeskrivelse og guide. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 18 s. - Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 92. <http://dce2.au.dk/pub/TR92.pdf>

Stoltze, M. og Pihl, S. (red.) 1998: Rødliste 1997 over planter og dyr i Danmark. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser og Skov- og Naturstyrelsen.

## VIDEREUDVIKLING AF LOKAL BIOSCORE FOR BIODIVERSITETSKORTET FOR DANMARK

I 2014 udarbejdede AU og KU i fællesskab et biodiversitetskort for Danmark som viste dels en national prioritering af naturområder på 10 x 10 km skala og dels en lokal prioritering af naturområder på 10 x 10 m skala (Ejrnæs m.fl. 2014). Den lokale prioritering baseredes på proxyer for biodiversitet kombineret med kendte forekomster af rødlistede arter. I 2015 er den lokale prioritering blevet revideret på en række punkter. I 2016-17 har vi udviklet bioscoren yderligere ved at udvikle og teste for tretten nye proxyer – dels helt nye og dels interaktioner mellem eksisterende proxyer. Endelig er byerne kommet med i kortet som hermed er komplet for Danmark.