



UDVIKLING AF EN DANSK NATURINDIKATOR (DNI)

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 460

2021



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

UDVIKLING AF EN DANSK NATURINDIKATOR (DNI)

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 460

2021

Rasmus Ejrnæs¹
Jesper Bladt¹
Lars Dalby¹
Pil Birkefelt Møller Pedersen¹
Camilla Fløjgaard¹
Gregor Levin²
Lasse Baaner³
Ane Kirstine Brunbjerg¹
Kavi Møllerup¹
Ioannis Angelidis²
Bettina Nygaard¹

¹Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

²Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab

³Københavns Universitet, Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi.



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 460
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Udvikling af en dansk naturindikator (DNI)
Forfattere:	Rasmus Ejrnæs ¹ , Jesper Bladt ¹ , Lars Dalby ¹ , Pil Birkefelt Møller Pedersen ¹ , Camilla Fløjgaard ¹ , Gregor Levin ² , Lasse Baaner ³ , Ane Kirstine Brunbjerg ¹ , Kavi Møllerup ¹ , Ioannis Angelidis ² og Bettina Nygaard ¹
Institution:	¹ Aarhus Universitet, Institut for Bioscience, ² Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab, ³ Københavns Universitet, Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi.
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	September 2021
Redaktion afsluttet:	August 2021
Faglig kommentering:	Flemming Skov
Kvalitetssikring, DCE:	Jesper Fredshavn
Finansiell støtte:	Aage V Jensens Naturfond
Bedes citeret:	Ejrnæs, R., Bladt, J., Dalby, L., Pedersen, P.B.M., Fløjgaard, C., Levin, G., Baaner, L., Brunbjerg, A.K., Møllerup, K., Angelidis, I. & Nygaard, B. 2021. Udvikling af en dansk naturindikator (DNI). Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 58 s. - Videnskabelig rapport nr. 460 http://dce2.au.dk/pub/SR460.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Denne rapport beskriver udviklingen af en dansk naturindikator (DNI), som kan bruges til at synliggøre i hvilket omfang vi har givet plads til biodiversiteten og den vilde natur. Indikatoren bygger videre på biodiversitetskortet, som viser hvilke områder, som har størst betydning for de truede arter. I DNI-projektet har vi desuden kortlagt naturbeskyttelseslovgivningens evne til at beskytte biodiversiteten mod de største trusler. Det har vi gjort ved at konsultere eksperter i biodiversitet og eksperter i naturbeskyttende lovgivning. Endelig har vi kortlagt hvor det er lykkedes at realisere naturlig hydrologi, naturlig kystdynamik og naturlig græsning – tre af de vigtigste naturlige processer i vores økosystemer. I DNI kombinerer vi tilstand, beskyttelse og processer i en samlet dansk naturindikator. For at få en høj DNI-score skal naturens tilstand være god, naturbeskyttelsen effektiv, og der skal være plads til de naturlige processer. Resultaterne fra projektet præsenteres i rapporten, men først og fremmest vises de på et offentligt tilgængeligt kort, hvor brugerne selv kan vælge et landområde og få beregnet en rapport med diagrammer for dette område. Kortlægningen af en Dansk Naturindikator dokumenterer at Danmark mangler strengt beskyttede naturområder med plads til vilde processer.
Emneord:	biodiversitet, fysisk planlægning, græsning, hydrologi, naturbeskyttelse, naturgenopretning, naturkapital, naturkortlægning, oversvømmelser, rewilding, sandflugt, truede arter.
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	Græssende kvæg og naturlig kystdynamik ved Holtemmen på Læsø. Foto: Rune Engelbreth Larsen.
ISBN:	978-87-7156-626-0
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	58
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR460.pdf

Indhold

Sammenfatning	5
Summary	6
1 Indledning	7
1.1 Baggrund	7
1.2 Konceptet	7
2 Metoder	9
2.1 Tilstand	9
2.2 Beskyttelse	9
2.3 Processer	16
2.4 Beregning af DNI-scoren	37
2.5 Samling og præsentation af kortlagene	38
3 Resultater	39
3.1 Præsentation af DNI	39
3.2 Rapporteksempel	40
3.3 Græsning	41
4 Perspektiver og diskussion	43
4.1 Hovedresultater af DNI-kortlægningen	43
4.2 Anvendelse af kortet	43
4.3 Opdatering af kortet	44
4.4 Behov for validering af DNI	44
4.5 Videreudvikling af DNI	45
5 Litteratur	47
Bilag	51
Bilag 1	51
Bilag 2	52
Bilag 3	55

Sammenfatning

Denne rapport præsenterer udviklingen af en Dansk Naturindikator (DNI). Naturindikatoren bygger på tidligere arbejde med at præsentere Danmarks biodiversitet på kort i form af HNV-kortet, biodiversitetskortet og naturkapitalindekset. Denne gang udvider vi kortlægningen af biodiversiteten fra den rumlige fordeling af levesteder for truede arter til også at omfatte styrken af den lovbestemte naturbeskyttelse og genopretningen af de naturlige processer i økosystemerne. Herved spænder DNI over de vigtigste aspekter af det, som internationalt kaldes ”land sparing” og som på dansk kan oversættes med helhjertet arealreservation til den vilde natur.

DNI's tre dimensioner er kortlagt på nationale kort, hvor vi har beregnet tilstand, beskyttelse og processer ud fra landsdækkende indikatorer. Tilstanden baseres på den eksisterende beregning af bioscore i biodiversitetskortet. Beskyttelsen er baseret på eksperters vurdering af de mest alvorlige trusler mod biodiversiteten og af hvor effektivt eksisterende danske regelsæt beskytter mod disse trusler. Proces-scoren er baseret på simple indikatorbaserede modeller af naturligheden af græsningsfunktion, kystdynamik og hydrologi. Græsningsfunktionen vurderes ved at se på pattedyrfaunaens diversitet, tæthed og forvaltningsgrad. Kystdynamikken vurderes ved at se på hvor meget vi har reguleret og kontrolleret oversvømmelser fra havet og sandflugt i kystzonen. Hydrologi vurderes ud fra indikatorer for afvanding af lavbundsområder.

DNI er præsenteret i et offentligt tilgængeligt webbaseret geografisk informationssystem, hvor det er muligt at se fordelingen af scorer over hele Danmark, ligesom man kan vælge et vilkårligt landområde og få beregnet en rapport for dette landområde med diagrammer for tilstand, beskyttelse, processer og DNI, som kan sammenlignes med rapporter for eksempelvis kommuner, nationalparker eller Natura2000-områder.

Kortlægningen af DNI viser at selvom der findes værdifuld natur i Danmark – særligt langs kysterne, i ådalene, i skovrige landskaber og kuperede randmorænelandskaber, så er der ingen steder i Danmark, hvor man kan sige at naturen er strengt beskyttet mod de vigtigste trusler ligesom der sjældent er givet plads til at de naturlige processer kan udfolde sig i vores naturområder.

Summary

This report presents the development of a Danish Nature Indicator (DNI). The nature indicator presented here expands previous biodiversity mapping efforts such as the High Nature Value map (Brunbjerg et al. 2016), the Biodiversity map (Ejrnæs et al. 2014) and the Nature Capital Index (Ejrnæs et al. 2021A). In contrast to these previous efforts, DNI also incorporates the strength of nature protection legislation and restoration of the natural processes in the ecosystems. Hence DNI covers the most important aspects of the land sparing concept.

The Danish Nature Indicator consists of three dimensions: state of nature, protection and natural processes. The state of nature dimension is based on the calculated bioscore from the Biodiversity map. Protection is based on expert evaluation of the most important threats against biodiversity and expert evaluation of the danish legislation to protect against these threats. Processes is based on simple indicator models for how close the current grazing regime is to a natural state. Likewise, for coastal dynamics and hydrology. The grazing regime is evaluated by integrating the diversity of the grazing mammal fauna, the density of grazing animals and the degree to which animals are managed. Coastal dynamics is evaluated by considering the degree of man-made coastal protection to stop flooding from the sea and by evaluating the degree of sanddrift control measures. Hydrology is evaluated based on indicators for drainage of wetlands.

The Danish Nature Indicator is publicly available as a web application where the calculated DNI score and its distribution can be seen for any given terrestrial area in Denmark. Precalculated spatial aggregations such as municipalities, national parks and Natura 2000 areas are also available for comparison.

The national mapping of state, protection and processes reveals that despite important areas of conservation value along coasts, in river valleys, in forested and hilly landscapes, Denmark lacks strictly protected areas as well as areas with room for natural processes.

1 Indledning

1.1 Baggrund

I denne rapport præsenterer vi Dansk Naturindikator (DNI) – et nyudviklet koncept, der måler naturforvaltningen i hele Danmark. DNI bygger videre på erfaringer og metoder fra en række af lignende kort, der er blevet udviklet med forskelligt formål i de seneste år (Brunbjerg m.fl. 2015). I 2012 udviklede forskere fra Aarhus Universitet en indikator for High Nature Value Farming (HNV-kortet, Ejrnæs m.fl. 2012) for Landbrugsstyrelsen med det formål at kunne fokusere udbetalingen af landbrugsstøtte til naturpleje på de mest værdifulde naturområder. HNV-kortet beregnes dog kun for landbrugsstøtteberettigede arealer. I 2014 lancerede forskere fra Aarhus Universitet og Københavns Universitet et biodiversitetskort for Danmark (Ejrnæs m.fl. 2014), som dels pegede på de vigtigste kvadrater at prioritere ved en national udpegning af beskyttede områder, og dels estimerede værdien af alle områder i det åbne land som levesteder for truede arter, den såkaldte bioscore. Bioscoren er siden blevet videreudviklet i 2016 (Bladt m.fl. 2016) og 2018 (Ejrnæs m.fl. 2018), og der kommer en opdatering igen i 2021 (Ejrnæs m.fl. 2021B). I dag dækker bioscoren det meste af Danmark, også byerne.

Som en del af projektet Biodiversitet Nu byggede forskere fra Aarhus Universitet videre på bioscoren og udviklede en metode til at beregne et samlet indeks, det såkaldte naturkapitalindeks, som blev beregnet for alle kommuner med det formål at sammenligne kommunerne ud fra deres naturindhold (Skov m.fl. 2017). Øverst på indekset fandt man små naturrige kommuner som Fanø, Læsø og Dragør og i den anden ende fandt man landbrugstunge kommuner. Denne form for benchmarking af kommuner på deres naturindhold var ny og vakte straks megen opmærksomhed i offentligheden. Der var naturligvis kommuner og borgere, som klagede og ønskede en forklaring på deres kommunes placering, men der var endnu flere, som ønskede opskriften på hvordan kommunen kunne bevæge sig op af ranglisten og opnå en bedre placering fremover.

Eftersom naturkapitalindekset er baseret på levesteder for truede arter, så er det en langsommelig proces at forbedre indekset. De to hurtigste indsatser man kan gøre er 1) at forbedre registreringen af rødlistede arter i kommunen, og 2) at tage landbrugsjord ud af drift og lade det overgå til permanent natur. Ud fra en fagbiologisk vurdering er disse valgmuligheder ikke særlig retvisende og pædagogiske, fordi den vigtigste prioritering vil være at beskytte eksisterende levesteder mod ødelæggelse samt at genoprette de naturlige processer, som er nødvendige for at bevare en mangfoldig og varieret natur i et langt tidsperspektiv. Princippet om at bevare det bestående før man etablerer ny natur kaldes også for brandmandens lov.

1.2 Konceptet

Konceptet for Dansk Naturindikator (DNI) handler ikke kun om at benchmarke landområder for naturens nuværende tilstand, men også for arealforvalterens indsats for at sikre en effektiv og varig naturbeskyttelse og for at genoprette de naturlige processer. Ved at basere DNI på produktet af tilstand, beskyttelse og processer, sikrer vi at der gives flest point for at prioritere beskyttelse og genopretning af de mest værdifulde naturområder højere end udlægning af ny natur.

Mens målingen af naturens tilstand ved en kombination af observationer af truede arter og landskabsproxyer er velafprøvet i Danmark, så er måling af naturbeskyttelsens effektivitet og realiseringen af naturlige processer et nyt kapitel i vurderingen af indsatsen for at standse biodiversitetskrisen gennem en koordineret indsats for at give naturen bedre plads. Der er international fokus på netop disse to aspekter. Dels befinder vi os i FN's erklærede årti for naturgenopretning og dels er der en stigende erkendelse af svigtende beskyttelse af verdens vigtigste beskyttede naturområder (Aronson et al. 2020, Geldmann et al. 2019).

Lovgivningen er kompleks, og det er svært at kvantificere hvilke regelsæt som har konkret effekt på truslerne mod biodiversiteten. Det er også vanskeligt, fordi loven interagerer med menneskers adfærd og motivation, som igen er i konstant udveksling med det omgivende samfunds normer og drivkræfter. De naturlige processer i økosystemerne er også komplekse, fordi de er underlagt elementer af tilfældighed og ændrer sig hele tiden og interagerer med et foranderligt klima, skiftende vejrforhold, en foranderlige arealanvendelse m.m.

Naturbeskyttelse og naturlige processer kan derfor kun kortlægges ved at tage ekspertvurderinger og indikatorer i brug. Dette betyder dog samtidig at vi må erkende at kortene ikke repræsenterer absolutte sandheder, men vores bedste videnskabelige bud. Undervejs i arbejdet har vi naturligvis forsøgt at validere disse bud så godt som muligt, men der er heller ingen tvivl om at de kommende års afprøvning af kortene vil afsløre behov for korrektioner, revisioner og tilføjelser.

2 Metoder

2.1 Tilstand

Beregningen af naturens tilstand i DNI bygger på den landsdækkende beregning af bioscore i biodiversitetskortet (Ejrnæs m.fl. 2014, Bladt m.fl. 2016, Ejrnæs m.fl. 2018, Ejrnæs m.fl. 2021B). Bioscoren udtrykker et områdes egnetthed som levested for truede arter og består af en artsscore, som bygger på summen af truede arter, som er kortlagt fra området og en proxyscore, som er summen af landskabsindikatorer for levestedernes egnetthed for truede arter. Artsscoren er vægtet sådan at de truede arter vejer tungere, jo mere truede de er vurderet at være i Den Danske Rødliste (Moeslund m.fl. 2019), ligesom de vejer tungere, jo mere sikker tilknytningen til levestedet er (jo nyere fund og mere præcis findestedangivelse). Bioscoren går fra 0-20 point, men i DNI er tilstanden skaleret til at gå fra 0-100, ligesom vi har gjort for processer og beskyttelse. Desuden har vi valgt at sætte alle bioscorer større end 12 til 100. Det har vi gjort i erkendelse af at variation i den høje ende af bioscore-skalaen er påvirkelig af hvor velundersøgt et område er og også af hvilken naturtype, man finder i området. Der er bare flere truede arter knyttet til artsrige kalkrige løvskove end til artsfattige tørre klitter. På den måde er der flere områder, som får en maksimal tilstandsscore, men tilsvarende også færre områder, som bliver nedvurderet uretfærdigt.

2.2 Beskyttelse

Beskyttelsen af naturen mod de mest alvorlige menneskeskabte trusler er kernen i naturforvaltningen. Biodiversitetskrisen skyldes, at vi mennesker bruger naturen til at tilfredsstille vores behov for mad, materialer, oplevelser m.v., og derfor er en effektiv retlig beskyttelse af naturområder helt afgørende for at bevare arter, levesteder og naturlige processer - uanset hvor i verden vi befinder os (se også Jantke et al. 2019, Geldmann et al. 2019).

Beskyttede naturområder er typisk kendetegnet ved at lovgivningen regulerer udnyttelsen af naturressourcerne ved landbrug, skovbrug, jagt, fiskeri, råstofgravning, indsamling, færdsel mv. I Danmark er eksempelvis naturbeskyttelsesloven og skovloven vigtige for naturbeskyttelsen, men der findes også bestemmelser med naturbeskyttende virkning i andre love såsom miljøbeskyttelsesloven, vandløbsloven og jagt- og vildtforvaltningsloven. En del af lovgivningens bestemmelser gælder alle steder, men mange af de naturbeskyttende bestemmelser gælder på bestemte arealer. Og ofte er der mange forskellige bestemmelser, der gælder for det samme areal. Med det formål at beskrive, hvor effektivt eksisterende dansk lovgivning beskytter biodiversiteten mod de alvorligste trusler, har vi i dette projekt udviklet en indikator for naturbeskyttelse. Indikatoren er afgrænset til at gælde for naturarealer. Indikatoren gælder således ikke på arealer, der er under intensiv dyrkning eller er bebyggede. Indikatoren tæller altså for lysåbne naturområder, vandløb, søer og skove, men ikke på dyrkede marker eller i byer. Desuden er indikatoren afgrænset til at måle effektiviteten af udtrykkeligt naturbeskyttende regulering og ikke de utilsigtede positive eller negative konsekvenser af anden lovgivning som f.eks. vejlovgivningen eller byggellovgivningen. Foruden retligt bindende regelsæt, har vi også medtaget naturbeskyttende udpegninger og aftaler, som vi har vurderet har en betydelig naturbeskyttende virkning og varig karakter. Vi har også inkluderet en vurdering af ejerskabets betydning

for, i hvor høj grad driften af arealet er tilrettelagt, så der ikke opstår konflikter med lovgivningen - eksempelvis ved overtrædelse af naturbeskyttelseslovens eller skovlovens naturbeskyttende bestemmelser.

2.2.1 Konceptet for den vægtede naturbeskyttelse

Vi valgte at basere evalueringen af Danmarks naturbeskyttelse på et kombineret mål af ekspertvurderinger af tre elementer: trusler, regelsæt og ejerskab. Vi opererede med to ekspertgrupper; den ene ekspertgruppe blev bedt om at vurdere alvorligheden af 25 forhåndslistede trusler (se tabel 2.1), den anden ekspertgruppe blev bedt om at vurdere den naturbeskyttende styrke af alle regelsæt til at modvirke de 25 identificerede trusler.

Tabel 2.1. 25 trusler mod biodiversiteten, hvis alvorlighed er vurderet af en ekspertgruppe.

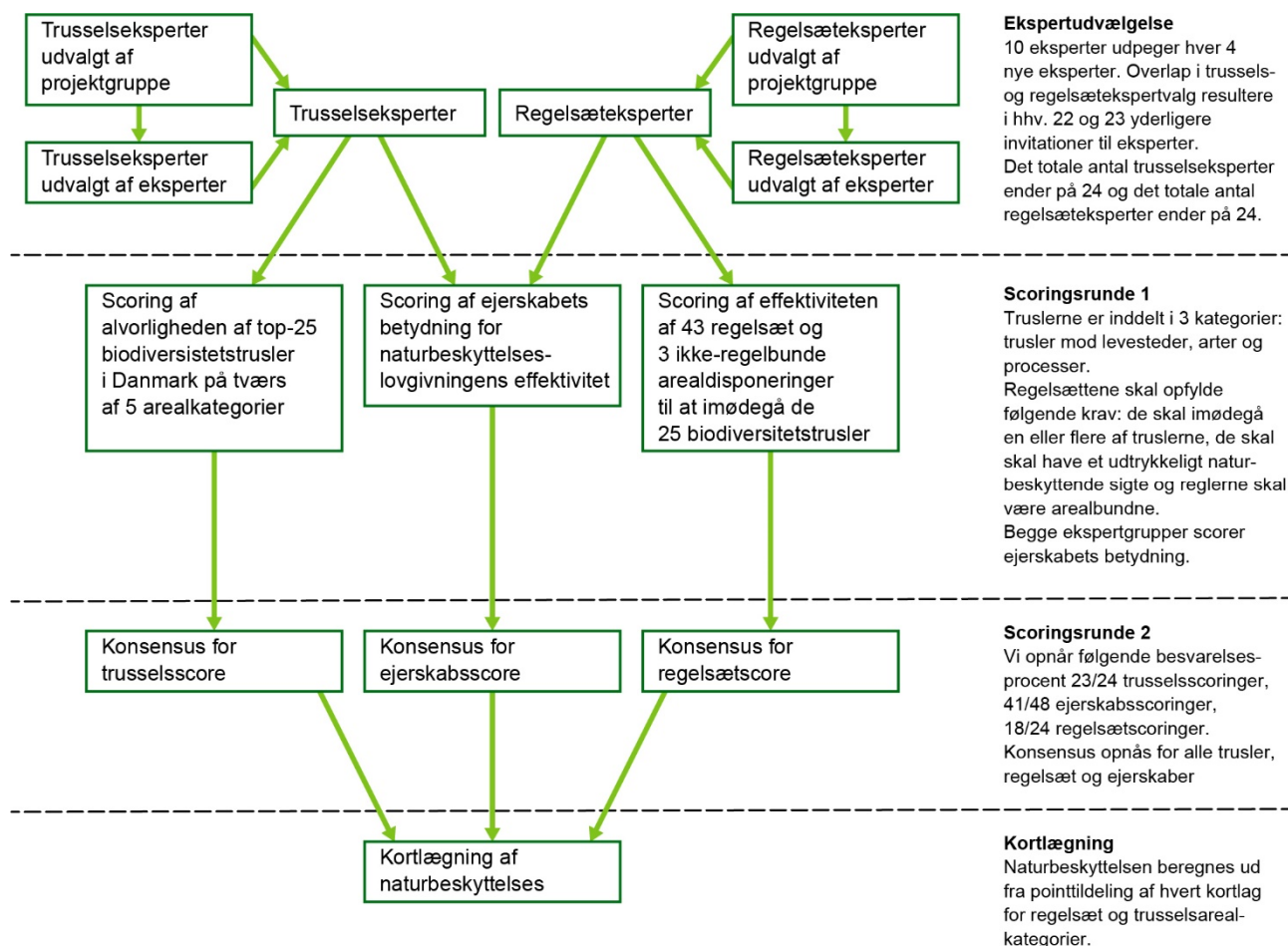
		Trusler	Forklaring	
Levesteder	Forringelse/tab af levested	Fjernelse af biomasse ifm.:		
		1	Træfældning, hugst, tynding og sankning i skov	Fjernelse af ved fra træer og buske til kommercielt eller privat brug eller for at fremme en forstlig optimal bevoksning af kommercielle tømmertræer med optimal stammetæthed ødelægger levesteder for mange skovarter.
		2	Rydning af vedplanter fra lys-åbne arealer	Fjernelse af opvækst af træer, buske og krat ifm. traditionel naturpleje eller landbrugsdrift.
		3	Overgræsning med husdyr om sommeren	Intensiv græsning om sommeren fjerner levesteder og fødekilder (værtsplanter, nektar og pollen) for mange invertebrater. Derudover mindskes frøsætning og –spredning også ved overgræsning.
		4	Grødeskæring i vandløb	Fjernelse af grøde og dødt ved i vandløb fjerner direkte (vandplanter) og indirekte (ændrede bundforhold grundet øget strømhastighed) levesteder for vandløbsorganismer og mindsker frøsætning og –spredning af vandplanter og fremmer arter med hurtig vækst og effektiv nykolonisering.
		5	Fjernelse af potentielle ådsler fra naturområder	Sker typisk ved at fjerne levende dyr (jagt), så de ikke dør i naturen, men kan også ske ved fjernelse af dyr, som er døde i naturen.
		Konvertering af naturområder til :		
		6	a) jordbrug	Opdyrkning (evt. efter dræning eller landvinding) i form af landbrug, havebrug, rekreative arealer, vildtagte.
		7	b) skovbrug (intensiv forstlig drift)	Tilplantning af lysåbne naturområder og ferskvandsområder til forstlig drift (evt. efter dræning eller landvinding). Etablering af vildtremiser og konvertering af selvgroet skov til forstligt drevet skov er også omfattet.
		8	c) bebyggelse og befæstelse	Bebyggelse og befæstelse ifm. byudvikling, industri og erhverv.
Arter	Bestandsstab	9	d) råstofindvinding	Bortgravning / etablering af råstofgrav.
		10	e) infrastruktur	Etablering af vejanlæg, rørledninger, jernbaner, havneanlæg mv. på levesteder for vilde arter.
		11	Efterstræbelse af truede, sjældne og sårbare arter	Gælder jagt, krybskytteri, forgiftning og indsamling af sårbare arter som vildsvin, ulv, bæver, havørn, orkideer, sommerfugle, ål m.fl.
		12	Biocider i naturområder (sprøjtegifte, ormemidler og gnavergift)	Biocider som benyttes i landbrug, skovbrug og dambrug til at bekæmpe skadedyr, ukrudt, svampe eller husdyrsygdomme.
		13	Udledning af miljøfremmede stoffer fra industri, trafik og private hushold til vandmiljøet	Udledning af miljøfremmede stoffer (fx lægemiddelstoffer, industrikemikalier, hormonforstyrrende stoffer, mikroplast) til kloaker og lokale spildevandsrensningsanlæg som direkte påvirker det akvatiske miljø.

Processer	Eutrofiering og forsurening	14	Direkte gødsning af natur-områder	Omfatter udbringning af gødning og kunstgødning, udledning af spildevand med næringsstoffer og organisk stof til søer og vandløb.
		15	Våd- og tørdeposition af kvælstof fra lokale landbrug	Kvælstof fra lokal husdyrproduktion og landbrug (husdyrstalde, gylleopbevaring mm.) eutrofierer lokale naturområder.
		16	Utilsigtet tilførsel af næringsstoffer (afdrift, jordfygning, udvaskning) fra naboarealer til naturområder	Randeffekter fra dyrkede marker til naboarealer i form af erosion, udvaskning og jordfygning eutrofierer naboarealer. Dette gælder også fodring af ænder og andet jagtbart vildt.
	Hydrologiske modifikation	17	Dræning/grøftning af våde terrestriske naturområder	Afvanding af naturlige vådområder ved nedgravede dræner eller grøfter gennem området forringer den naturlige hydrologi i området og kan forårsage okkerdannelse i vandløb.
		18	Indvinding af grundvand og overfladevand fra vandløb	Indvinding både til drikkevand og markvanding m.m. sænker grundvandspejlet, vandspejlet i søer og grundvandstrykket og ændrer vandgennemstrømningen i naturområder og vandføringen i vandløb.
		19	Udretning, kanalisering, sikring mod mæandrering, nedgravning, etablering af diger og opstemning af vandløb	Sådanne modifikationer medfører en forøget afvanding af ådalen, mindsker mæandrering, forhindrer vandringer af fisk og andre vandløbsdyr og ødelægger levesteder i vandløbet knyttet til naturlig hydrologi, strukturer og variation.
	Reduktion af naturlige forstyrrelser	20	Regulering/jagt af vilde pattedyr	Regulering af og jagt på store planteædere medvirker til at tætheden af planteædere i økosystemerne bliver unaturligt lav, og dermed at effekten af græsning er unaturlig lav. Regulering sker bl.a. sker som led i at håndtere skadevoldende vildt.
		21	Reduktion og homogenisering af græsning som proces som følge af fodring, fodermarker og vildtagre	Unaturlige fødekilder påvirker fødesøgningsadfærd af store fritlevende planteædere og mindsker og homogeniserer effekten af store dyrs bid på den naturlige vegetation, fx bid på vedplanter eller arter som lysesiv, bjerg-rørhvene, gyvel, rynket rose mv.
		22	Mangel på græsning som proces i økosystemet som følge af vinteropstaldning	Manglende eller reduceret græsning om vinteren grundet vinteropstaldning af dyrene mindsker og homogeniserer effekten af bid på den naturlige vegetation, som fx vedplanter og arter som lysesiv, bjerg-rørhvene, gyvel, rynket rose mv.
		23	Slukning af naturbrande	Slukning af naturbrande mindsker effekten af naturbrande, som kan være med til at skabe levesteder for forstyrrelsestolerante arter.
		24	Kystsikring i form af diger, høfder og lignende	Kystsikring mindsker den naturlige dynamik ved kysterne, som ellers er levested for forstyrrelsestolerante arter. Denne trussel gælder kystpåvirket natur (fx klitter, skrænter, strandenge, skredskove, enge, udmundinger af vandløb).
		25	Sandflugtsdæmpning i form af tilplantning og opsætning af gran-ris	Sandflugtsdæmpende foranstaltninger reducerer den naturlige klitdynamik, som er levested for forstyrrelsestolerante arter. Denne trussel gælder kystnatur (især klitter og sommerhusgrunde).

Ekspertvurdering af trusler blev gennemført for at vi efterfølgende kunne foretage en vurdering af regelsættens beskyttende virkning vægtet på baggrund af truslernes alvorlighed. Forud for ekspertvurderingen af regelsæt, havde vi lavet en kritisk gennemgang af al lovgivning, som potentielt kunne indeholde naturbeskyttende bestemmelser og på den baggrund lavet et regelsætkatalog med 46 regelsæt, som levede op til følgende tre krav:

- 1) imødegik en eller flere trusler
- 2) havde et udtrykkeligt naturbeskyttende sigte, og
- 3) indeholdt en materiel arealbaseret regulering, der kunne kortlægges.

Begge ekspertgrupper blev desuden bedt om at vurdere ejerskabets betydning for styrken af naturbeskyttelsen. Ekspertprocessen er opsummeret i flowdiagrammet (Fig 2.2).



Figur 2.2. Opsummering af processen med at indhente ekspertvurderinger af naturbeskyttelse.

Ekspertgrupperne blev nedsat, ved at vi inviterede en kreds af 10 eksperter i naturbeskyttelse, naturforvaltning og biodiversitet og 10 eksperter i miljøret samt sagsbehandling i den kommunale og statslige forvaltning af naturområder. De inviterede eksperter blev bedt om hver at pege på fire yderligere eksperter for at sikre, at vi på den måde fik så kompetente ekspertgrupper som muligt og ikke kom til at overse eksperter, som vi ikke på forhånd havde kendskab til. På denne måde endte der med at være et vist overlap i de anbefalede eksperter, men ingen eksperter deltog både i vurderingen af trusler og af regelsæt. De fleste inviterede eksperter takkede ja til at deltage, og det endte med at begge ekspertgrupper bestod af 24 eksperter, hvoraf 23 trusselseksperter og 18 juraeksperter gennemførte hele processen.

Sideløbende med ekspertkonsultationerne har vi samlet georefererede data for de fem arealkategorier, som truslerne blev knyttet til (ferskvand, våd og tør lysåben natur og våd og tør skov, se Bilag 1) og 46 gældende naturbeskyttende reguleringer i et nationalt GIS med henblik på at kunne overføre truslernes alvorlighed og styrken af de naturbeskyttende regelsæt til et nationalt kort.

2.2.2 Kortlægning og scoring af trusselsbilledet

Ekspertterne i trusselsekspertgruppen blev bedt om at vurdere, hvor alvorlige hver af de 25 trusler var for biodiversiteten i de fem typer af økosystemer: Ferskvand, tørre og våde lysåbne naturtyper og tørre og våde skove. For at vurdere truslerne blev eksperterne bedt om at forestille sig en verden ligesom i dag, blot med den forskel at der slet ingen naturbeskyttende lovgivning

fandtes. Altså at man måtte bruge naturarealer til hvad man havde lyst til. Motivationen for dette benspænd var, at vi skulle kunne vurdere styrken af den eksisterende lovgivning retvisende. De fleste er klar over at eksisterende fredskove er godt beskyttet mod konvertering til dyrkede marker eller byer, men hvis nu ikke de var beskyttet af skovloven, så ville der sikkert være mange, som kunne tænke sig at bygge et hus ude i deres skov eller fælde skoven for at få plads til mere rentabel landbrugsproduktion eller byudvikling. Vurderingen af truslernes alvorlighed foregik efter en 7-points skala, hvor der skulle lægges vægt på dels alvorligheden af konsekvenserne af truslen for de truede arter i økosystemet og dels sandsynligheden for at truslen ville komme i spil:

- 0) Ingen trussel
- 1) En ubetydelig trussel
- 2) En mindre trussel
- 3) En moderat trussel
- 4) En væsentlig trussel
- 5) En meget væsentlig trussel
- 6) En helt afgørende trussel.

Tabel 2.2. Konsensusvurderingen blandt 23 biodiversitetseksperter om alvorligheden (betydning og risiko) af 25 trusler i fem arealkategorier af økosystemer. Truslerne er vurderet på en skala fra 0-6 og "NA" betyder at truslen ikke er vurderet relevant/betydningsfuld i det pågældende økosystem.

Trussel	Lys Våd	Lys Tør	Skov Våd	Skov tør	Ferskvand
1: Hugst mv	NA	NA	5	6	NA
2: Rydning af opvækst	4	4	NA	NA	NA
3: Overgræsning	4	5	NA	NA	NA
4: Grødeskæring	NA	NA	NA	NA	4
5: Fjernelse af ådsler	4	4	3	3.5	2
6: Konvertering til jordbrug	6	6	6	6	5.5
7: Konvertering til skovbrug	5	5	6	6	4
8: Konvertering til byggeri	4	5	5	5	4
9: Konvertering til råstofindvinding	3	4	4	4	3
10: Konvertering til infrastruktur	4	4	4	4	4
11: Efterstræbelser af sårbare arter	3	3	2	3	2
12: Biocider	4	4	4	4	4
13: Miljøfremmede stoffer i vandmiljøet	NA	NA	NA	NA	5
14: Direkte gødskning	5	5	3	4	4
15: Kvælstofdeposition, lokale kilder	4.5	4.5	4	4	4
16: Eutrofiering ved udvaskning mv	3.5	3.5	2	2	5
17: Dræning af vådområder	5	NA	5	NA	6
18: Vandindvinding	5	NA	5	NA	5
19: Regulering af vandløb	5	NA	4	NA	6
20: Regulering/jagt af vilde pattedyr	5	5	4.5	5	3
21: Fodring af planteædere	5	5	4	4	2.5
22: Manglende vintergræsning	5	5	4	5	2
23: Slukning af naturbrande	1.5	4	2	3	NA
24: Kystsikring	4	4	2	3	3
25: Sandflugtsdæmpning	3	4	1	2	2

Efter at alle eksperter havde afgivet deres første vurdering af truslernes alvorlighed, gennemførte vi en konsensusrunde, hvor eksperterne blev bedt om at revurdere deres vurdering efter at være blevet præsenteret for medianværdien af alle eksperternes vurdering sidestillet med deres egne vurderinger samt med fremhævelse af de situationer, hvor deres egne vurderinger afveg væsentligt fra medianværdien. Efter konsensusrunden blev det samlede trusselsbillede beregnet som medianværdien af de afgivne vurderinger. Vurderingen af alvorligheden af de 25 trusler i de fem forskellige arealkategorier kan ses i Tabel 2.2.

2.2.3 Kortlægning og scoring af den retlige beskyttelse

Regelsæteksperten blev bedt om at vurdere hvert af de 46 identificerede regelsæts evne til at imødegå de 25 identificerede trusler (uafhængig af truslernes alvorlighed). Ud af de 46 identificerede regelsæt var 43 retligt bindende regelsæt mens 3 regelsæt ikke var retligt bindende, men nærmere kunne beskrives som politiske arealdisponeringer af statslige arealer. Det drejede sig om de politiske aftaler om urørt skov og biodiversitetskov på Naturstyrelsens arealer. Reglernes beskyttende effekt over for truslerne blev scoret på en 7-points skala:

- 0: Ingen beskyttelse
- 1: Ubetydelig beskyttelse
- 2: Mindre grad af beskyttelse
- 3: Moderat grad af beskyttelse
- 4: En væsentlig beskyttelse
- 5: En meget væsentlig beskyttelse
- 6: En effektiv beskyttelse, som helt fjerner truslen.

Regelsæteksperten gennemgik ligesom trusseleksperten først en uafhængig vurderingsrunde efterfulgt af en konsensusrunde.

Vi bad også begge ekspertgrupper vurdere om særlige ejerskaber havde indflydelse på effektiviteten af naturbeskyttelsen. Rationalet bag denne vurdering var, at formålet med ejerskabet kan have betydning både for respekten for lovgivningens mange forbud, men også indsatsen for af egen drift at sikre naturen bedre, end der er retligt krævet. Vi bad eksperterne vurdere om følgende ejerskabstyper adskilte sig positivt eller negativt fra den gennemsnitlige danske private lodsejer: Naturstyrelsen, Forsvarsministeriet, Landbrugsstyrelsen, Kommunerne, Kystdirektoratet samt fonde med naturformål. Et konkret ejerskab kunne tillægges en positiv eller negativ effekt oven i den trusselsvægtede beskyttelse i et område (Tabel 2.3).

Tabel 2.3. Eksperternes vurdering af ejerskabets betydning for naturbeskyttelsen.

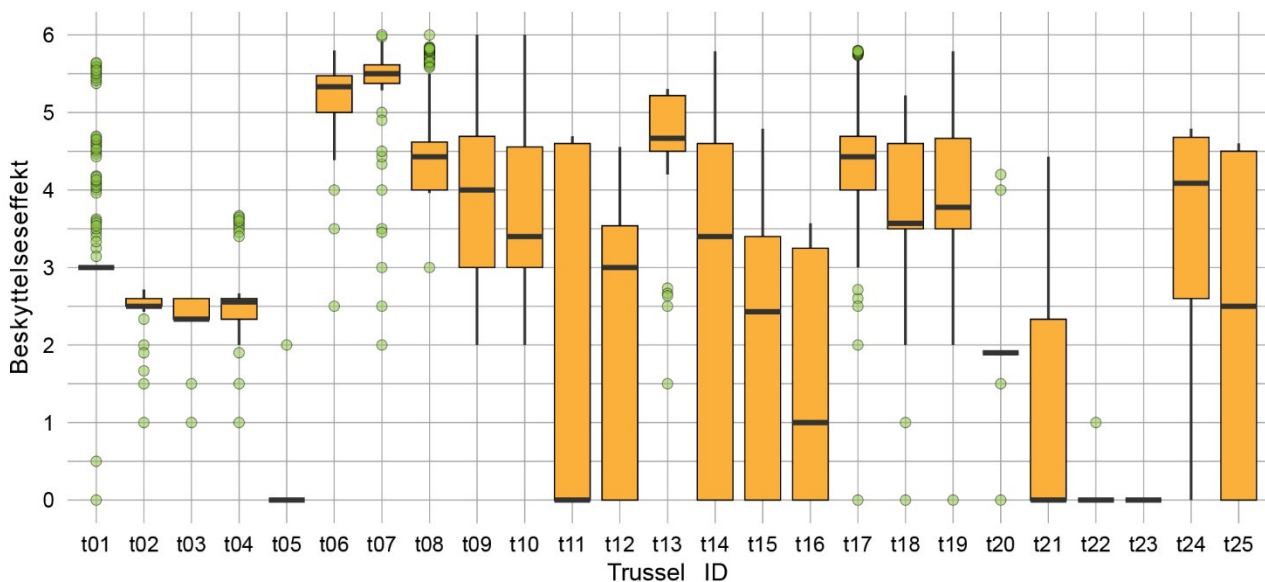
Ejerskab	Score (%)
Naturstyrelsen	0
Kystdirektoratet	-5
Landbrugsstyrelsen	-18
Forsvaret	5
Kommunalt ejerskab	5
Naturfonde	18

Databegrænsning i praksis

Selv om Danmark er langt fremme med hensyn til digital forvaltning og frie offentlige data så er de offentlige data for arealbundne naturbeskyttende regelsæt behæftet med betydelig usikkerhed. Det er velkendt for arealer beskyttet af naturbeskyttelseslovens § 3, men gør sig også gældende for størstedelen af de andre regelsæt, vi har brugt data for i projektet (Baaner m.fl. 2015). De pågældende data kan sjældent bruges som grundlag for en konkret vurdering af et areals retlige beskyttelse. Til dette projekt, hvor beskyttelsesdata indgår i en samlet beskyttelsesscore med det formål at præsentere en naturindikator, er kvaliteten af de offentlige data dog generelt god.

2.2.4 Beregning af effektiviteten af beskyttelsen

Naturbeskyttelsens effekt på et naturareal blev til slut beregnet som det vægtede gennemsnit af beskyttelseseffekten mod alle de trusler, som er identificeret for den arealkategori, som arealet er kategoriseret som. Beskyttelseseffekten mod hver enkelt trussel beregnes som effekten af det regelsæt, som har den største effekt på truslen, adderet en funktion, der tildeler ekstra beskyttelse baseret på summen af de resterende regelsæts beskyttelsesværdi. Denne komplementære beskyttelsesværdi kan maksimalt bidrage med et beskyttelsespoint og den samlede effektive beskyttelse kan aldrig blive højere end perfekt (6 point). Man kan se af figur 2.3, at naturbeskyttelsen eksempelvis vurderes at virke ret effektivt over for trussel nummer 6-10, der handler om konvertering af beskyttet natur til andre anvendelser, men sjældent virker mod trussel 1, der handler om hugst af træer i skovene eller trussel 11, 22 og 23, der henholdsvis handler om efterstræbelse af sårbare arter, opstaldning af dyr om vinteren og slukning af naturlige brande.



Figur 2.3. Beskyttelseseffekten af regelsæt for truslerne hvor de forekommer i Danmark. Navne på trusler i tabel 2.1.

Det fulde beskyttelsesbillede for et givet sted beregnes som det vægtede gennemsnit af beskyttelseseffekten over for alle de trusler, som er relevant for den pågældende naturtype. Gennemsnittet er vægtet med truslernes alvorlighed. Ejerskabets procentuelle betydning for naturbeskyttelsen ganges på det vægtede gennemsnit.

Med til forståelsen af beskyttelsesniveauet hører at mange naturområder i Danmark er disponeret til landbrug og skovbrug. Eksempelvis er de fleste skove i Danmark produktionsskove og således ikke disponeret til natur. Det er derfor ikke overraskende at gamle træer ikke er beskyttet mod hugst. Når vi alligevel har medtaget produktionsarealer i laget over beskyttelse, skyldes det at der også findes forstligt drevne skove og ekstensivt drevet lysåben natur med levesteder for sårbare arter og denne type af arealer er desuden medtaget

Inden vi overfører beskyttelsesniveauerne til DNI-kortet transformeres scorerne, så de ligger mellem 0 (ingen beskyttelseeffekt) og 100 (effektiv beskyttelse mod alle relevante trusler) ligesom scorerne for tilstand og processer.

2.3 Processer

I vilde naturområder er det ikke kun artsdiversiteten og beskyttelsen, som har værdi, men også alle de interaktioner, der er mellem arterne indbyrdes og mellem arterne og det miljø de lever i. Denne udfoldelse af liv sammenfatter vi under overskriften *processer*, og nogle af de tusinder af processer, som foregår i økosystemer spiller en særlig stor rolle for udformningen af det økologiske rum (Brunbjerg et al. 2017) – de betingelser og de føderesurser arterne bliver præsenteret for. Vigtige processer er for eksempel det hydrologiske kredsløb, fra regnvandet siver gennem jorden til grundvandet og dernæst strømmer ud i landskabets lavbundsområder, siver gennem moser og kildevæld og strømmer gennem vandløbet ud i søer, fjorde og havområder. Andre vigtige processer er planternes vækst og nedbrydning, stormfald og brande, havets erosion af kysten med oversvømmelser og sandflugt og de store planteæderes græsning på urter, buske og træer. Selvom processerne er helt afgørende i selvforvaltende økosystemer, så er status og udvikling for netop processer typisk noget af det, vi har de dårligste data for i vores natur (Ejrnæs m.fl. 2011).

Vi har i dette projekt valgt at fokusere på tre af de processer, som på samme tid er vigtige for biodiversiteten, truet af menneskers indgriben og potentielt mulige at kortlægge på landsplan. Det drejer sig om græsning, hydrologi og kystdynamik. Kystdynamik har vi desuden splittet op i to forskellige processer, nemlig oversvømmelser fra havet og sandflugt.

Det er ikke alle processerne, som er aktive alle steder. Vi har kun vurderet naturlig hydrologi i potentielle lavbundsområder, og vi har kun vurderet oversvømmelse og sandflugt i kystnære områder, som potentielt oversvømmes ved højvande eller ligger i sandflugtsegne med kystklitter. Græsning har vi tillagt potentiel betydning alle steder på land samt i bredzonen af søer og vandløb.

Selvom processer vurderes at være vigtige for biodiversiteten, findes ingen eksisterende kortlægning af naturligheden af græsning, hydrologi og kystdynamik i Danmark, så her har vi måttet undersøge og analysere mulighederne for at bruge eksisterende georefererede data om vand, kystsikring og forekomst af vilde og tamme planteædere i landskabet som indikatorer for naturligheden af processerne i forskellige områder. Formålet har været at kortlægge graden af realiseret naturlighed i processerne som et mål for hvor tæt den nuværende tilstand er på en naturlig tilstand.

Da der ikke er noget fast facit for hvordan en naturlig proces ser ud, og hvor meget en modificeret proces afviger fra den naturlige tilstand, vil der uvægerligt forekomme mange arbitrære valg i sådan en kortlægning. Med til at øge usikkerheden er at vi i nogle tilfælde er nødt til at benytte os af indikatorer for

realisering af en naturlig proces, fordi der ikke foreligger præcise data. Det gælder eksempelvis for hydrologi, hvor vi ikke kender den præcise placering og udformning af grøfter, dræn og kanaliserede vandløb og heller ikke kender den hydrologiske før-tilstand af de vådområder i ådalen, som afvandes. Derfor har vi undervejs begrundet valget af indikatorer. Vi har naturligvis forsøgt at tillægge de vigtigste og mest sikre indikatorer størst vægt, når vi har sammenvejet disse, men desværre er det ikke sådan at indikatorerne kommer med en varedeklaration, som fortæller præcis hvor stor og sikker deres udsagnskraft er. Læseren vil under læsningen selv kunne forholde sig til om vi har valgt de rigtige indikatorer, om vi har tolket indikatorerne fornuftigt og om vi har prioriteret dem rigtigt i forhold til hinanden.

2.3.1 Græsning

Græsning hører til blandt de vigtigste naturlige processer. Græsningen består i at dyr æder planter. Der findes planteædende dyr i alle størrelsesklasser, fra bladlus til elefanter, men når man taler om græsning i naturplejen, så tænker man normalt på store pattedyr som hjorte, heste og kvæg. Mindre dyr som kaniner og også fugle, fx gæs, kan optræde i så store tætheder at de lokalt kan udøve et betydeligt græsningstryk, men i de fleste naturlige økosystemer på land er det større pattedyr, som står for den væsentligste del af græsningsprocessen. Både målt i dyrenes vægt og i deres påvirkning af vegetationen. Og selvom insekternes herbivori kan være betydelig, vil den normalt ikke kunne forhindre en succession fra lysåben natur præget af urter og dværgbuske til krat og skov domineret af buske og træer. Der er også en grund mere til at fokusere på de store pattedyr: Der er næppe nogen anden organismegruppe, som har været så hårdt ramt af udryddelse globalt som de landlevende pattedyr. Dels har dyrene været jagtbytte gennem tusinder af år og dels er dyrene blevet fortrængt i takt med at landbrug og skovbrug er trængt frem med deraf følgende behov for at beskytte menneskers afgrøder mod græsning og bidskader fra de store dyr. I stedet har de tamme husdyr overtaget de vilde dyrs plads i fødekæderne. Nedenstående beskrivelse af en indikator for den naturlige græsningsfunktion er delvist sammenfaldende med kapitel 2 om naturlige baselines for græsning i Fløjgaard et al. (2021).

Naturlig sammensætning og tætheder af store planteædere

En naturlig græsningsproces er mere end bare omsætningen af græs til lort gennem et planteædende dyr. En naturlig græsningsproces tolkes her bredt som de økosystemprocesser og interaktioner store planteædere bidrager med som en naturlig del af økosystemet. Græsning som naturlig proces i naturen afgøres primært af hvilke og hvor mange store planteædere, der findes i et økosystem, men det spiller også en rolle om dyrene har adgang til arealet hele året rundt (helårsgræsning) eller om de sættes ud i naturområdet i en afgrænset periode (sæsongræsning). Prædation har også en indvirkning på græsningsprocessen primært igennem den rumlige fordeling af planteæderne og i nogen grad også via nedregulering af bestandstæthederne af mindre byttedyr (Ripple & Beschta 2012). Endelig har det en betydning om dyrene finder deres føde selv, eller de bliver fodret.

Fossile fund af store planteædere fra den nuværende (Holocæn) og den forrige (Eem) mellemistid i den klimazone, som det nuværende Danmark ligger i kan danne udgangspunkt for en liste over hvilke store pattedyr, som kan regnes for hjemmehørende og relevante for dansk natur. Der kan være usikkerhed om hvilke arter som i særlig grad har opsøgt og påvirket bestemte typer af økosystemer, men det ville heller ikke være muligt at overføre direkte

til nutidens landskaber og nutidens faunaer, som er langt fra naturlige. Der er ikke længere kæmpedyr som næsehorn og elefanter, ligesom rovdysfaunaen er stærkt decimeret og uden de største rovdys som løver og sabelkatte. Derfor er det umuligt at udlede præcis hvordan en fauna i Antropocæn vil være sammensat ud fra palæoøkologiske fund.

De store planteædere er specialiseret ift. habitatvalg, fødepræferencer osv. men vi ved ikke præcis hvilke økosystemprocesser, som bidrager mest eller mest unikt til biodiversiteten. Vi ved dog, at særligt de helt store pattedyr har spillet en vigtig rolle for biodiversiteten i et evolutionært perspektiv (Gill m.fl. 2009, Malhi m.fl. 2016, Pires m.fl. 2017, Galetti m.fl. 2018).

Mens vi har en nogenlunde intakt liste over vilde planteædere fra økosystemer på vore breddegrader, kniber det mere med viden om naturlige tætheder af store planteædere. Det skyldes at der stort set ikke findes økosystemer på Jorden, hvor store planteædere får lov til at passe sig selv uden at mennesker griber ind og regulerer antallet af dyr. Vi har udforsket emnet og samlet empirisk data fra økosystemer på fem kontinenter, data fra rewilding-områder samt sparsomme historiske data (Fløjgaard et al. 2020).

Hele vurderingen af naturlige baselines for faunaens diversitet og mængden af dyr i økosystemerne er generelt kompliceret af, at vi lever i Antropocæn, en tidsperiode karakteriseret af menneskets indflydelse – ikke mindst på naturen. I dag er der ingen økosystemer i Danmark (Grønland undtaget), som ikke afgørende har været påvirket af vores udnyttelse af naturressourcerne. Men denne menneskelige påvirkning af naturen startede allerede før Holocæn, og vi må derfor længere tilbage, til de tidligere mellemistider, for at finde perioder, hvor naturen har haft plads til at udfolde sig uden menneskers indgriben. Derfor bruger vi sidste mellemistid som reference for at forstå hvordan en naturlig græsningsproces har bidraget til biodiversiteten. Ud fra dette perspektiv er den naturlige tilstand karakteriseret af en meget varieret planteæderfauna med en tæthed af dyr, som har modsvaret den tilgængelige primærproduktion i økosystemerne.

Naturlige tætheder

Tætheden af planteædere på et givent areal er selvfølgelig afgørende for deres effekt. For meget og for lidt er lige unaturligt. Overgræsning i sommerperioden fører til kulstofkonkurrence, hvor de store planteædere æder biomassen, så insektfaunaen mister deres fødegrundlag, og mangel på græsning skaber problemer med ophobning af førne (dødt plantemateriale) og tilgroning af de lysåbne blomsterrige naturarealer med høje urter, buske og træer.

Den naturlige baseline for tætheder af store planteædere er defineret ved at biomassen af store planteædere primært reguleres af fødetilgængeligheden (ecological scaling law, se Cebrian (2015), Hatton m.fl. (2015)). Lokale forhold, arts-sammensætningen af store planteædere i økosystemet, udsving i klima, prædation og sygdom spiller også en rolle og i særdeleshed ift. tidslig variation i tætheder og fordelingen af biomassen på dyr i forskellige størrelsesklasser. Vi har udforsket tætheder af store planteædere i relation til primærproduktion og finder, at kun i afrikanske økosystemer er der en sammenhæng mellem produktivitet og biomasse af store planteædere – i Europa, Asien, Nordamerika og Sydamerika er der enten ingen sammenhæng eller også er biomassen af planteædere kun en brøkdel af det forventede ud fra primær-produktiviteten (Fløjgaard m.fl. 2020). En undtagelse er de europæiske rewilding-projektområder, der praktiserer ”naturalistic grazing” (Jepson m.fl. 2018), dvs. man tillader bestandene af planteædere at tilpasse sig fødetilgængeligheden.

På trods af, at de afrikanske økosystemer er nogle af de mest intakte ift. at have bevaret megaherbivorer (>1000 kg, Sandom m.fl. (2014a)) og store rovdyr, så foregår der også her regulering af pattedyrfaunaen (se fx Fayrer-Hosken m.fl. (2000)) og også krybskytteri, hvilket betyder at heller ikke de afrikanske økosystemer kan bruges til at fastlægge en baseline for naturlige tætheder.

De europæiske rewilding-områder kan betragtes som eksperimentelle tests af naturarealers bærekapacitet ift. føde og er udført på naturarealer, der på mange måder minder om de danske naturarealer. Vi tillægger derfor disse områder stor vægt i overvejelserne omkring baseline. Desværre er de europæiske rewilding-områder relativt små, med få arter af planteædere og helt uden megaherbivorer, hvilket betyder at det er usikkert om den ”øvre grænse” af naturlige tætheder er opnået. På Molslaboratoriet og i Oostvaardersplassen i Holland ved vi at man har ladet bestandene af planteædere vokse frit og ureguleret og først fjernet dyrene, når de alligevel ville dø. Planteæderbiomassen på Molslaboratoriets tørre og sandede arealer har med reaktiv regulering svinget fra 70-210 kg/ha, mens biomassen i Oostvaardersplassen (OVP) er rapporteret af nogle til 120 kg/ha som et gennemsnit for hele OVP, inklusiv vanddækkede flader, som ikke græsses. Ser man alene på den tørre del af OVP finder man en planteæderbiomasse på ca. 550 kg/ha (estimeret ud fra tætheder i Cornelissen m.fl. 2014). Sandheden ligger måske et sted midt i mellem.

Historiske og forhistoriske estimater på planteæderbiomasse indikerer at planteæderbiomassen har været relativt høj mange steder, fx 105 kg/ha på lavproduktiv mammutsteppe i Sibirien (Zimov m.fl. 2012) og > 150 kg/ha i halvdelen af fundsteder fra Eem i England (baseret på estimeret ≥ 2.5 dådyrækvivalenter/ha (Sandom m.fl. 2014b)). Ser man på landbrugsstatistikken fra 1898 før import af foder og brug af kunstgødning blev udbredt, ernærede man primært kvæg og heste på naturarealerne og i skovene om vinteren. I 1898 var der 449.000 heste, 1.745.000 kvæg og 1.168.000 grise i Danmark og ganger man med gennemsnitsvægte på hhv. 350 kg, 400 kg og 80 kg og dividerer med det totale areal på 39.396 km² for Danmark (uden Sønderjylland), giver dette en biomasse på ca. 240 kg/ha. Så høj en tæthed har naturligvis kun været mulig, fordi man har høstet og gemt planteproduktion fra sommer til vinter i form af hør, hvilket ikke er muligt i samme grad i naturlige økosystemer. På den anden side har vi ikke medregnet mennesker, får, geder og høns, som også stort set har ernæret sig fra den samlede planteproduktion i landet.

De europæiske rewilding-områder er uden prædation. Det er tvivlsomt om prædation har en nævneværdig regulerende effekt på den totale biomasse af planteædere, fx kan ulve regulere tætheden af krondyr, men ikke større dyr, som fx bison (Okarma 1995, Jędrzejewski m.fl. 2002). I visse tilfælde, fx i økosystemer med ringe diversitet af planteædere (fx med krondyr som den største planteæder) kan prædation have en væsentlig regulerende effekt på bestanden, men der er så heller ikke tale om en naturlig planteæderfauna.

Ud fra de empiriske data præsenteret her, er vores bedste bud, at en naturlig tæthed af planteædere i gennemsnitlige, varierede danske økosystemer ligger mellem 70-250 kg/ha. Den høje ende af intervallet vil sandsynligvis kun kunne opnås lokalt i meget produktive landskaber såsom kystnære flodmundinger med næringsrige enge og strandenge eller kun meget kortvarigt som en del af naturlige bestandssvingninger. Tilsvarende vil den lave ende af intervallet kun være typisk for meget næringsfattige områder eller efter sammenbrud i bestanden efter en hård vinter. Dette bud på naturlige tætheder i danske økosystemer er omgivet af en vis usikkerhed. Intervallet er relativt bredt og rummer plads til

lokal variation om end det er vurderet passende for gennemsnitlige danske økosystemer både på næringsfattig og næringsrig jord, med en variation i våd og tør bund og lysåben natur og skov. Vi accepterer dermed, at der vil være særlige arealer, der er meget homogene, ekstremt lav- eller høj-produktive, hvor vores vurderinger ikke stemmer med arealernes bærekapacitet ift. føde. Fødetilgængeligheden for store planteædere varierer på lokal skala og særligt ift. skovdække, hvor en del af primær-produktiviteten er i vedplantemassen og altså ikke tilgængelig for græssende dyr.

70-250 kg/ha er i god overensstemmelse med erfaringerne fra naturpleje med helårsgræsning. Umiddelbart kan dette interval synes højt sammenlignet med de empiriske data for naturlige økosystemer, men sammenligner man det med de anbefalede græsningstryk i naturplejen i Danmark i dag ligger de ikke højt. Buttenschøn (2014) anbefaler græsningstryk fra 0,3-1,2 storkreaturer i lysåbne naturtyper, hvilket svarer til 180-720 kg/ha, hvis vi antager græsningsdyr på 600 kg. Ved helårsgræsning anbefaler Buttenschøn (2014) en dyretæthed på 1/3 af sæsongræsningen, hvilket vil svare til ca. 60-240 kg/ha.

Vi vurderer ud fra de senere års rapporter om overgræsning af naturområder i sommermånederne, at tætheder over 400 kg/ha normalt vil lede til skadelig overgræsning.

I relation til pointgivning for naturlig græsning har vi valgt at operere med følgende 8 niveauer:

- 0-5 kg: Græsning uden nævneværdig betydning (0 point)
- 5-15 kg: Langt under naturlig tæthed (1 point)
- 15-50 kg: Under naturlig tæthed (3 point)
- 50-100 kg: I underkanten af det naturlige interval (6 point)
- 100-200 kg: I det naturlige interval, typisk med helårsgræsning (10 point)
- 200-300 kg: I overkanten af det naturlige interval (6 point)
- 300-400 kg: Over det naturlige, helårsgræsning tvivlsom (3 point)
- 400 kg eller mere: Overgræsning (0 point).

Hvert interval inkluderer den lave vægtangivelse, således at 15-50kg betyder ≥ 15 kg og < 50 kg. Man kan argumentere for at vurderingen af det optimale græsningstryk burde afhænge af fødemængden i det landskab som græsses, men dette er i praksis ikke muligt at beregne baseret på vores nuværende viden. Fødemængden handler ikke kun om jordbundstype, men også om fugtighedsforhold, kronedække og variationen af mikroklima, fugtighed og vegetationstyper i landskabet. Jo større områder dyrene har adgang til, jo tættere vil man komme på en middelværdi i den naturlige tæthed af planteædere.

Man kan også argumentere for at vurderingen af det optimale græsningstryk bør afhænge af hvor lang en periode planteæderne tilbringer i naturområdet. Også her har vi en udfordring i forhold til vores viden om naturområders tolerance over for intensiv græsning i sommermånederne. På den ene side kan man argumentere for at hvis man kun har græssende dyr i sommermånederne, så er det vigtigt at der er mange dyr, hvis man vil undgå tilgroning med vedplanter. På den anden side vil konsekvensen af den hårde sommergræsning i reglen være at dyrene æder urtevegetationen i bund, hvilket er til stor skade for planteædende og blomstersøgende insekter som fx bier, svirrefluer, sommerfugle, tæger, cikader, bladhvæpse, bladlus, galhæve og gal-

myg. Endelig findes der ingen systematisk kortlægning af udbindingsperiodens længde. Af ovenstående grunde har vi valgt ikke at differentiere baseret på græsningssæsonens længde.

Diversitet af store planteædere

Forskellige planteædere medfører en variation i græsningseffekter og andre økosystemprocesser. Planteædere er forskellige i deres fødevalg, foretrukne habitat, vægt, fordøjelse, gødningsmængder osv. I dette projekt afgrænser vi store planteædere til dyr med en kropsvægt på >20 kg, dvs. rådyr og større planteædere, herunder bæver. I et evolutionært perspektiv er flere store planteædere relevante for dansk natur: Skovelefant, skovnæsehorn, steppenæsehorn, kæmpehjort, elg, europæisk bison, vandbøffel, vildsvin, bæver, vildhest, vildæsel, vildokse, krondyr, dådyr og rådyr. Elefanter, næsehorn, kæmpehjort, vandbøffel og det europæiske vildæsel er globalt uddøde, men kan forsøges erstattet af tætbeslægtede arter. Vandbøfler kan erstattes med asiatiske vandbøfler, som er udsat i flere rewildingprojekter i Europa, inklusiv Danmark, og der findes ligeledes asiatiske vildæsler. Elefanter og næsehorn kunne forsøges erstattet funktionelt af nulevende elefanter og næsehorn. Selv om dette endnu ikke er forsøgt realiseret og også indebærer betragtelige praktiske udfordringer, regner vi stadigvæk arterne med som en del af den potentielle planteæderdiversitet ift. en naturlig græsningsproces. Vi gør dog en undtagelse med kæmpehjort, som ikke har tætbeslægtede nulevende slægtninge. Resten af dyrene på listen er væsentligt lettere at genindføre. Elg, bison og vildsvin kan genudsættes fra bestande i nabolande, ligesom man tidligere har gjort med bæver. Bæver spreder sig i dag fra genudsættelserne og man kunne assistere spredningen til flere steder. Vildhest og vildokse har overlevet og kan forvildes som tamdyrene heste og kvæg, hvor særligt de robuste racer egner sig. Rådyr findes allerede stort set alle steder i landet, og krondyr og dådyr er også meget udbredt. Får og geder er at betragte som oprindelige bjergarter og vi regner dem derfor ikke som hjemmehørende i tempereret lavland i Europa.

Ved tildeling af point for variation af planteædere i et område inddeler vi dyrene i grove funktionelle grupper baseret på deres størrelse, økosystemfunktion og særlige habitatpræferencer. Der gives to point for den første art i hver gruppe og ét point for de efterfølgende arter i gruppen. Husdyr har ofte en dæmpet økosystemeffekt fordi de ofte er højt forædlede, typisk kun er på græs i sommerperioden, er uvante med våde områder (eller landmanden hegner våde arealer fra), deres lort indeholder medicinrester, de bliver tilskudsfodret osv. Herudover har vi ikke detaljerede data for naturpleje, som kan fortælle om græsningen foregår med kvæg, heste, geder eller får, og nogle gange erstattes græsningen endda af slåning med maskiner. Derfor tæller græssende husdyr kun med ét point i beregningen. Arterne i tabel 2.4 står ikke i prioriteret rækkefølge. Det maksimale antal point for planteæderdiversitet er 19, da point for husdyr ikke gives i områder, hvor dyrene forekommer vildtlevende. Elefanter og næsehorn er næppe muligt at sætte ud som vildtlevende bestande, men de vil naturligvis på lige fod med holdte husdyr kunne bruges i naturforvaltningen som alternativ til andre græssende dyr og maskinel kratrydning.

Systemet med diversitetspoint er tiltænkt habitater med græssende dyr i tætheder, hvor de reelt har en betydning på økosystemerne. Særligt på ”den frie vildbane” kan forekomsten af dyr dog nogle steder være så begrænset, at det er underordnet om der i området f.eks. findes flere forskellige arter af hjortevildt, da det komplementære bidrag fra de forskellige arter ikke vil kunne erkendes. Omvendt er overgræsningen på mange arealer det altdominerende problem, og heller ikke her giver det mening af tillægge værdi til en divers

sammensætning af planteædere. Vi har pragmatisk bygget dette ind i point-systemet ved ikke at tildele diversitetspoint på arealer, hvor der gives 0 tæthedspoint (stærk under- eller overgræsning), samt at halvere tildelingen af diversitetspoint hvor der kun gives 1 tæthedspoint.

Tabel 2.4. Planteædere, der bidrager til en naturlig græsningsproces i danske økosystemer.

Funktionel gruppe	Arter	Point
Dæmningsbygger	Bæver	2
Oproder	Vildsvin	2
Vådbundsarter	Elg, vandbøffel	2+1
Små planteædere	Rådyr, Dådyr, Krondyr	2+1+1
Store planteædere	Okse, hest, bison, æsel	2+1+1+1
Mega-planteædere	Elefant, næsehorn	2+1
Husdyr	Hest, kvæg (evt. får/ged)	1

Helårsgræsning/sæsongræsning

At dyrene befinder sig i økosystemerne hele året er selvfølgelig en vigtig faktor for en naturlig græsningsproces, men det er ikke nogen selvfølge i naturen, at der er dyr året rundt, da mange arealer kun græsses med husdyr i sommerperioden. Det er altså meningsfuldt at pointgive yderligere for at dyrene befinder sig i økosystemerne hele året.

På "den frie vildtbane" findes rådyr, krondyr og dådyr hele året rundt og i rewilding-projekter findes bison, elg, vildhest, osv. også året rundt. Da der desuden er tale om mere eller mindre vildtlevende arter, ganges områdernes tætheds-point med en faktor 1,5.

På øvrige naturarealer med landbrugsstøtte praktiseres der også visse steder helårsgræsning eller i hvert fald ekstensive græsningsprojekter, hvor græsningsperioden er væsentligt længere end bare sommermånederne. På arealer hvor græsningstrykket er sat til mindre end 0,6 storkreaturenheder ganges tætheds-pointene med en faktor 1,2 fordi vi antager, at der er en vis sandsynlighed for helårsgræsning.

På naturarealer med anden landbrugsstøtte antager vi, at der som regel er tale om sommergræsning. Inden for disse arealer ganges pointene for naturlig tæthed med en faktor 0,7 for ringe sandsynlighed for helårsgræsning. Da græsningstrykket ofte vil være højere end 400 kg / ha, har dette i praksis ingen betydning, fordi der ikke bliver givet point for tætheden af dyr ved så høje tætheder.

Prædation

Der er ikke entydig evidens for, at prædation påvirker den samlede biomasse af store planteædere, men prædation kan have indflydelse på planteædernes rumlige fordeling, adfærd og fordelingen af biomasse mellem de forskellige arter af planteædere. Dermed har prædation en indirekte effekt på græsningen, og prædation regnes derfor som en del af en naturlig græsningsproces.

Selvom mindre rovdyr, som ræv og guldsjakkal, kan tage bytte af mindre hjorte (særligt rålam), så forventes de ikke at have en nævneværdig effekt på græsningsprocessen. Ulv, los og større rovdyr regner vi her som relevante i forhold til prædation af store planteædere i danske økosystemer, og på nuværende tidspunkt er der altså kun en potentiel effekt af ulv.

Tilføjjelsen af prædation som en del af den naturlige græsningsproces honores ved at gange en faktor 1,2 på tætheds-pointene for vildtlevende hjortevildt. Det betyder at ulvens effekt på græsningen regnes som negligerbar ved meget lave og høje tætheder. De meget høje tætheder forekommer kun i landbruget, hvor effekten af ulve alligevel hæmmes af ulvesikrede hegn og erstatning af evt. ulve-dræbte dyr.

Græsningsindikatoren beregnes efter følgende formel:

Diversitetspoint (fra 0-19 point) + naturlig tæthedspoint*sæsonfaktor*prædationsfaktor (fra 0-18 point)

Det resulterende tal ganges med 4 for at opnå en score mellem 0 og 100. Teoretisk set kan scoren på denne måde komme over 100, hvis et område opnår > 25 græsningspoint, men i så fald trunkeres tallet til 100. Man kan altså opnå maksimumpoint for græsningsfunktion uden nødvendigvis at genindføre elefanter eller have en funktionel bestand af topprædatorer. Der er dog ingen arealer i Danmark i dag, som opnår maksimumpoint.

Databegrænsning og pragmatiske valg

Data på græsning i naturplejen stammer fra tilsagn om landbrugsstøtte i forskellige ordninger, men der findes ikke data på hvilke husdyrarter, som græsser naturarealerne i MVJ-ordningerne og heller ikke data på hvor tunge dyrene er eller hvor stor en del af året, de går ude på arealerne. Det kan derfor være både heste, kvæg, får og geder. I praksis bruger vi information om græsningsstøtte på følgende måde i pointgivning:

- 1) Hvis der er givet støtte til græsning tildeler vi 1 point for diversitet af dyr. Desuden tæller vildtlevende hjorte på egnen samt evt. bæver point, idet vi antager at de kan passere eventuelle hegn. I rewildingområder med hjortevildt, bison og / eller vildsvin, og dermed hjortesikret hegn, medregnes egnens vildtlevende hjortearter ikke.
- 2) Hvis der er givet støtte til græsning / slæt- uden angivelse af græsningstryk antager vi, at arealerne græsses eller slås svarende til mere end 400 kg / ha, hvilket udløser 0 point.
- 3) Hvis der er givet støtte med angivelse af græsningstryk uddeler vi point efter tætheden af dyr, som beregnes ved at gange antallet af aftalte "storkreaturer" med 500 kg.
- 4) Hvis tætheden af dyr er under 300 kg / ha antager vi at dyrene går i helårsgræsning eller forlænget græsning, og så ganger vi med 1,2.
- 5) Når der er tale om rewildingområder skelner vi mellem reaktiv forvaltning og proaktiv forvaltning. Reaktiv forvaltning uden fodring foregår ved at dyrene regulerer sig selv og der kun gribes ind ved fjernelse af dyr, som ikke ville overleve af sig selv på arealet. Denne forvaltningsform defineres som naturlig græsning og tildeles altid 10 tæthedspoint. Reaktiv forvaltning kendes i dag kun fra Molslaboratoriet. Ved proaktiv forvaltning tildeler vi tæthedspoint efter den seneste angivelse af dyretætheden vi har kunnet finde i litteraturen. Rewildingområderne tildeles en sæsonfaktor på 1.5.

Se bilag 3 for supplerende beskrivelse af datagrundlag samt beregning af græsnings-densitet og diversitet.

2.3.2 Hydrologi

Naturlig hydrologi vil sige at vandets kredsløb får lov at forløbe naturligt og uhindret fra nedbøren rammer overfladen, samler sig i lavninger, siver ned til grundvandsmagasinerne, presses ud i skrænter og lavbundsarealer, siver gennem moser og kildevæld ud i vandløb, som løber til søer, fjorde og havområder. Undervejs giver vandets strømning liv og variation gennem oversvømmelser og dannelse af sumpe, moser, enge, kildevæld, vandløb og søer. Det hydrologiske kredsløb er dynamisk, vandmængderne ændrer sig mange steder gennem året, ligesom fordampningen gør, og disse processer er med til at skabe og opretholde særlige levevilkår. Vandet har været utilregneligt og besværligt og derfor har vi forsøgt at tæmme det ved at aflede vandet fra vådområderne og dyrkningsjordene og pumpe det op fra grundvandsmagasinerne til drikkevand og markvanding, når vi har haft brug for dette. Vandløb er blevet uddybet og kanaliseret, vådområder er blevet udgrøftet, og markerne er blevet drænet. Selv når vi genopretter søer i landskabet har vi for vane at fiksere vandstanden med en overløbsbrønd.

Der findes ikke nogen digitaliseret kortlægning af landskabets afvanding, som man kan lægge til grund for en kortlægning af naturlig hydrologi, og der findes heller ikke nogen kortlægning af vandets naturlige strømningsveje. Derfor har vi måttet basere procesindikatoren for hydrologi på forskellige indikatorer i landskabet.

Vi har undervejs undersøgt muligheden for at kortlægge hvordan vandindvinding påvirker udstrømningen af grundvand i ådalen, vi har undersøgt muligheden for at digitalisere de høje målebordsblade for at bruge forekomsten af moser og enge på de ældste kort som udtryk for den potentielle udbredelse af disse naturtyper, og vi har forsøgsvis modelleret uddybningen af vandløb ved at bruge LiDAR-data til at bestemme højdeforskellen mellem vandløbsbund og vandløbskrone. I sidste ende er vi endt med en mere enkel og robust metode hvor vi baserer indikatoren for naturlig hydrologi på følgende kortlag og indikatorer:

- 1) For det første definerer vi naturlig hydrologi som relevant på potentielle lavbundsarealer og til dette brug tager vi foreningsmængden af det eksisterende lavbunds-kort (det anvendte gislag svarer til "Wetlands" i Greve et al. 2014) og et ådalskort udarbejdet af Aarhus Universitet som ramme for Potentialekortet for Minivådområder (Børgesen et al. 2020).
- 2) Som den grundlæggende pointtildeling bruger vi kortlagte naturtyper og andre arealkategorier som indikation på, at der stadigvæk er vand i vådområderne, eller omvendt at vandet antages at være drænet væk (tabel 2.5). Som man kan se, scorer våde naturtyper højt, mens naturtyper, som kan være opstået efter afvanding, scorer lidt lavere. Lavest scorer marker og byer på lavbundsarealer, som vi antager er blevet afvandet.

Tabel 2.5. Scorer for naturlig hydrologi afhængig af kortlagt naturtype på lavbundsarealer.

Arealtype	Score
Vandløb	0,7
Sø	0,7
Mose	0,7
Eng	0.4
Overdrev	0.2
Hede	0.5
Strandeng	0.4
Skov	0.4
Marker	-0.4
Byer	-0.4
Andre arealer	0.2

- 3) Den første modifikator af ovenstående score er grøftetætheden. Princippet bag indikatoren er, at vi vurderer områder med høj tæthed af grøfter som mere afvandede end områder med lav tæthed af grøfter, og dette bidrager altså til at trække den samlede hydrologiindikator ned. Der findes imidlertid ikke noget eksisterende datasæt over gravede grøfter. Vi har derfor til formålet taget udgangspunkt i vandløbstemaet fra GeoDanmark, og har opsat en række kriterier, der har til formål at identificere formodede grøfter og stærkt modificerede dele af vandløb. På baggrund af det resulterende grøftelag har vi opgjort og interpoleret grøftetætheden i landskabet, og har inddelt landskabet i hhv. områder med høj, moderat og lav grøftetæthed, hvilket danner grundlag for at modificere arealtype-scoren som anvist nedenfor. Områder med mindre end 600 m grøfter pr 500x500 m kvadrater karakteriseres som havende lav grøftetæthed, områder med 600-1400 m grøfter pr kvadrat har moderat grøftetæthed, mens områder med mere end 1400 m grøfter pr kvadrat har høj grøftetæthed (tabel 2.6). Se Bilag 2 for en fuld metodebeskrivelse.

Tabel 2.6. Hydrologiscorer for tætheden af grøfter i vådområdet opgjort i 0,5 x 0,5 km kvadrater.

Grøftetæthed	Bidrag
Høj (> 1400 m grøft/kvadrat)	-0.3
Moderat (600-1400 m grøft/kvadrat)	-0.1
Lav (< 600 m grøft/kvadrat)	0

- 4) Den anden modifikator er tætheden af natur omkring et potentielt vådområde (tabel 2.7). Princippet bag at anvende naturandelen er, at jo større en andel af det omgivende landskab, som er lagt ud til natur, jo mindre vil man forvente at man har anstrengt sig for at afvande vådområdet. Her tænker vi både på afvandingen af det lokale vådområde, som er i fokus, men også på den generelle afvanding af landskabet med dræn og grøfter, som har betydning for hydrologien i vådområdet. Denne indikator beskriver andelen af uopdyrkede arealkategorier (beskyttet natur og skove) i et landskab på omkring 1 km radius omkring det vurderede sted i kortet og er beregnet ligesom naturandelen i biodiversitetskortet (Ejrnæs et al. 2014).

Tabel 2.7. Hydrologiscorer tildelt på baggrund af tætheden af uopdyrkede natur-områder i oplandet til vådområdet.

Naturandel	Bidrag
>80 %	0.3
>60 %	0.2
>40 %	0.1
>20 %	0
<20 %	-0.2

- 5) Den tredje modifikator er slyngningsgraden af vandløbet (tabel 2.8). Mens grøfter og stærkt modificerede vandløb næsten altid løber dybt under terræn pga. nedgravning, så løber naturlige vandløb typisk terrænnært, og udvikler med tiden et mæanderende forløb. Vi antager, at hovedparten af de mest slyngede strækninger af de danske vandløb ligger mere terrænnært og ikke har så markant en unaturligt drænende effekt på de omkringliggende lavbundsarealer. Vi har gennemført en evaluering af slyngningsgraden af vandløbene fra GeoDanmark datasættet (se Bilag 2). De dele af ådalene, der ligger tættest på de mest slyngede vandløbsstrækninger, får reguleret naturtypescoren positivt, mens de resterende dele af ådalene får reguleret naturtypescoren negativt, jf. tabellen nedenfor.

Tabel 2.8. Hydrologiscorer tildelt efter om vandløbet i nærheden af vådområdet er slynget eller udrettet.

Slyngning	Bidrag
Slynget	0.1
Ikke slynget	-0.1

- 6) Den fjerde og sidste modifikator i hydrologiindikatoren er plantetallet, som er baseret på plantelister fra naturområder, som er overvåget, kortlagt eller besigtiget af myndighederne (tabel 2.9). Plantetallet baseres på middelværdien af arternes indikortall, som er udviklet til naturtilstandsvurdering efter Miljømålsloven. Denne middelværdi afspejler i hvor høj grad plantearterne i området er vilde planter med forkærlighed for naturligt næringsfattige levesteder. Næringsfattige levesteder er et godt tegn på naturlig hydrologi, da næringsstofferne typisk kommer ind i naturområderne via drænvand, efter afvanding og nedbrydning af næringsrige tørvelag eller efter afvanding og opdyrkning. Begrebet 'plantetal' i denne betydning anvendes i High Nature Value (HNV) kortet (Bladt & Moeslund, 2016) samt i biodiversitetskortet. Områder med plantetal 1 (middelscore $\geq 2,5$) samt plantetal 2 og 3 (middelscore $\geq 3,25$) reguleres positivt i hydrologiindikatoren mens områder med plantelister, der ikke kvalificerer til plantetal 1 reguleres negativt. I områder hvor der ikke findes plantelister, sættes bidraget til 0.

Tabel 2.9. Hydrologiscorer givet efter om en planteliste fra vådområdet indeholder indikatorarter for naturlig vegetation i næringsfattige levesteder

Plantetal	Bidrag
Plantetal 2 & 3	0.2
Plantetal 1	0.1
Plantetal < 1	-0.1

Hydrologi-indikatoren beregnes ved at lægge lagene ovenfor sammen og efterfølgende sætte alle resulterende negative værdier til 0 og alle værdier over 1 til 1.

Metoden beskrevet ovenfor er i stort omfang baseret på lokale indikatorer som arealtype og grøfttetæthed, men i mange tilfælde er et områdes hydrologiske forhold påvirket af forholdene i et stort opland, som vi af praktiske grunde ikke kan modellere i dette projekt, og som ikke kan forventes at blive tilstrækkeligt afspejlet af de anvendte indikatorer. Eksempelvis kan søer i Gudenåsystemet have et opland på flere hundrede kvadratkilometer og her spiller arealanvendelsen og dræningsforholdene i oplandet en vigtig rolle for om søerne har naturlig hydrologi. I vandområdeplanerne (2021-2027) evalueres økologisk tilstand for en række søer og vandløbsstrækninger i hele landet, og vi har vurderet, at økologisk tilstand kan give et bedre estimat for graden af naturlig hydrologi i vandområdeplanernes søer og vandløb end de indikatorer der bruges for de øvrige arealer. På baggrund af den økologiske tilstand tilskrives søerne og vandløbene derfor en hydrologiscore som angivet i tabellen herunder (tabel 2.10).

Tabel 2.10. Oversættelse af vandområdenes kategorisering efter økologisk tilstand (Vandrammedirektivet) til hydrologiscore i DNI.

Økologisk tilstand	Hydrologiscore
Høj økologisk tilstand	1.0
God økologisk tilstand	0.8
Moderat økologisk tilstand	0.6
Ringe økologisk tilstand	0.5
Dårlig økologisk tilstand	0.4
Alle med 'økologisk potentiale'	0.4

Søer og vandløb i vandområdeplanerne der har ukendt økologisk tilstand scores på samme måde som søer og vandløb, der ikke er med i vandområdeplanerne, samt andre arealtyper, vha indikatorerne beskrevet ovenfor. Endelig skaleres indikatoren ligesom alle øvrige DNI-indikatorer til at gå fra 0-100.

Sådan som hydrologi-indikatoren er bygget op, har den hovedfokus på at pege på de områder, som er mindst påvirket af afvanding. Selvom afvanding af vådområder med henblik på landbrug og skovbrug uden tvivl er den vigtigste hydrologiske regulering i vores natur, så er det ikke den eneste. Det påvirker eksempelvis også den naturlige hydrologi at oplandet til vådområderne er drænet og opdyrket, at indvindingen af grundvand mange steder fører til en sænkning af grundvandsspejlet og aftagende tryk på grundvandet, at vandløb er nedgravet, og søer er fikseret til et fast vandspejl. Tilsvarende påvirkes den naturlige hydrologi i vandløbssystemer af opstemninger til vandkraft eller sluser, som regulerer interaktionen med havet. Vi håber at hydrologi-indikatoren kan udvikles i fremtiden til at medtage nogle af disse aspekter af naturlig hydrologi.

2.3.3 Oversvømmelser fra havet

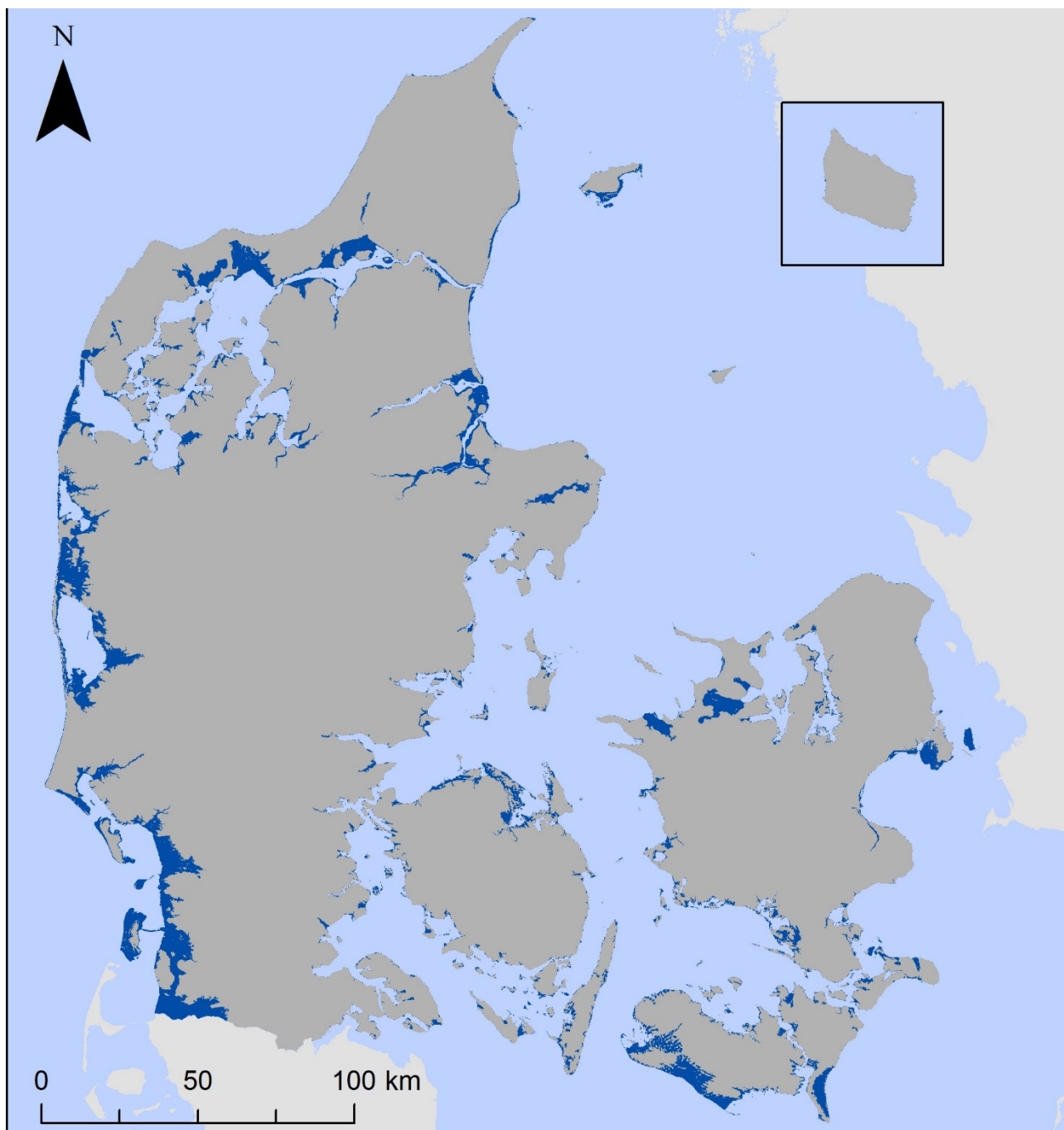
Rationale

Oversvømmelse er en tilbagevendende forstyrrelse, der nulstiller levestederne på lavtliggende områder ved de beskyttede kyster. Oversvømmelse har en direkte effekt på arternes levesteder, da det medfører iltfrie, vandmættede og

saline forhold i perioder. At leve og overleve under disse forhold kræver specielle tilpasninger, og hyppigheden af oversvømmelser på det givne areal har naturligvis en betydning for, hvor barske forholdene er for kystbiodiversiteten. Naturlige oversvømmelser er således forudsætningen for udvikling af strandenge, strandsøer og strandrørsumpe. Indikatoren for oversvømmelse afspejler størrelsen af påvirkning, det vil sige hyppigheden af oversvømmelser, på den måde at 100- og 50- og 20-års hændelser har mindre betydning for økosystemerne end vinterhøjvande (årlig oversvømmelse) og daglige oversvømmelser ved højvande. Mange steder i landet, er der bygget diger for at holde vandet ude og beskytte værdifuld landbrugsjord eller bygninger tæt på kysten. Oversvømmelsesprocessen er vurderet som naturlig i de områder, hvor der ikke sker nogen ændring i oversvømmelserne ved at fjerne eksisterende kystbeskyttende diger.

Metode - data

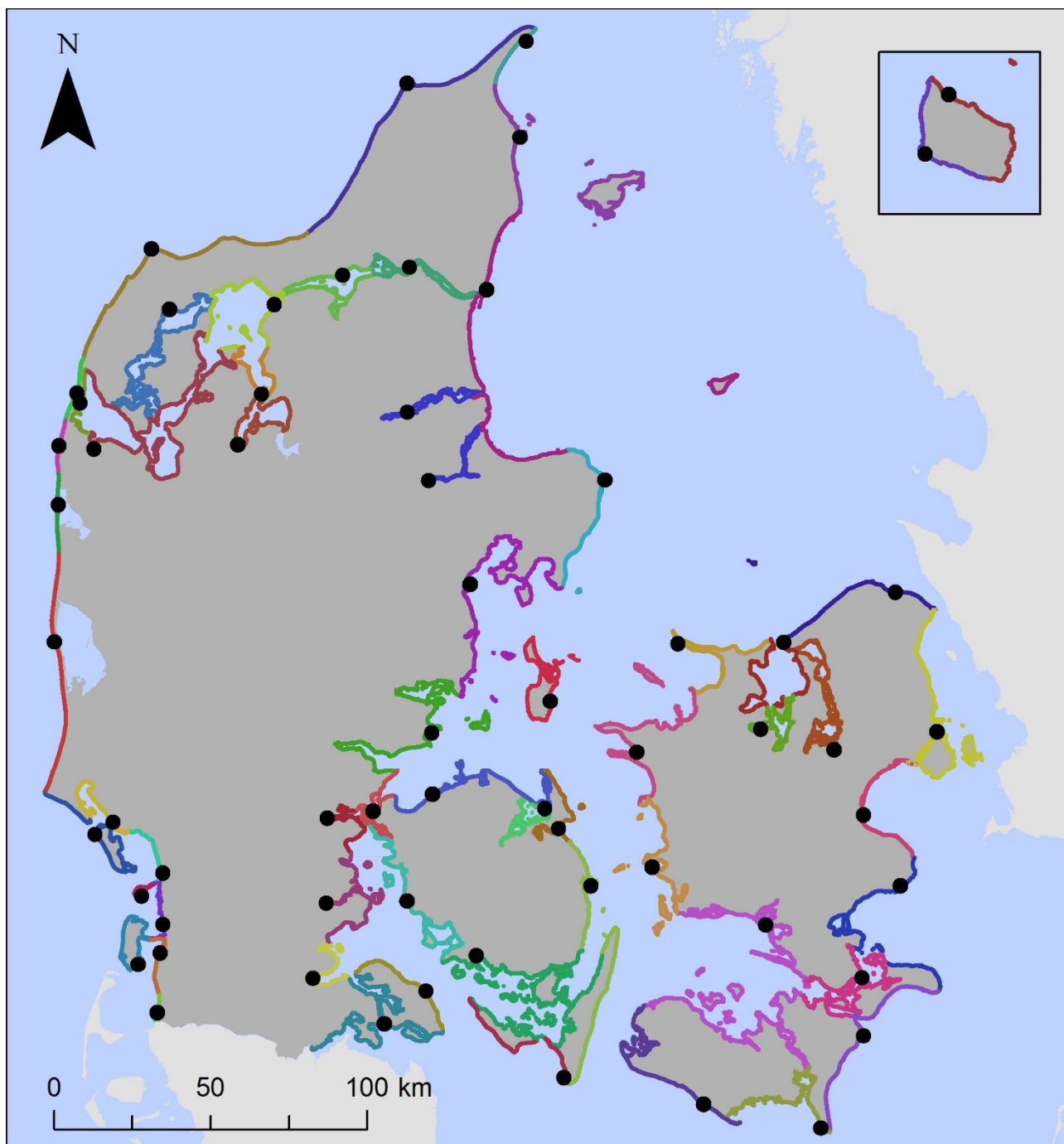
Kystdirektoratet (KDI) står for store dele af forvaltningen i kystzonen. De har blandt andet ansvar for kystsikring langs nogle kyster og for teknisk digetilsyn i andre områder. Vi har konsulteret KDI i forbindelse med udviklingen af DNI for at gøre brug af deres ekspertise og store datakapacitet. Kortet over kystsikringsanlæg fra KDI (Kystdirektoratet 2020) indeholder information om den geografiske placering af anlæg med effekt på oversvømmelse dvs. diger og terrænændringer. Under udviklingen af DNI har vi projiceret effekten af kystsikringsanlæg ind på landarealet hvor den geografisk afgrænses til de områder, der er potentielt påvirket af KDI's højvandsstatistikker (Kystdirektoratet 2018) samt af tidevandstabeller for 2020 (Danmarks Meteorologiske Institut 2020). På baggrund af disse data har vi valgt følgende kategorier for hvor vigtig oversvømmelse er som dynamisk proces i økosystemerne (faldende betydning): 1) arealet ligger i havniveau, 2) oversvømmes ved højeste tidevand, 3) oversvømmes ved vinterhøjvande, 4) oversvømmes ved 20-års hændelse, 5) oversvømmes ved 50-års hændelse, 6) oversvømmes ved 100-års hændelse. Oversvømmelsesindikatoren er en national indikator, men er kun defineret i områder, hvor der er mulighed for oversvømmelse (Figur 2.4).



Figur 2.4. Arealer, som potentielt oversvømmes.

Metode – fra data til indikator

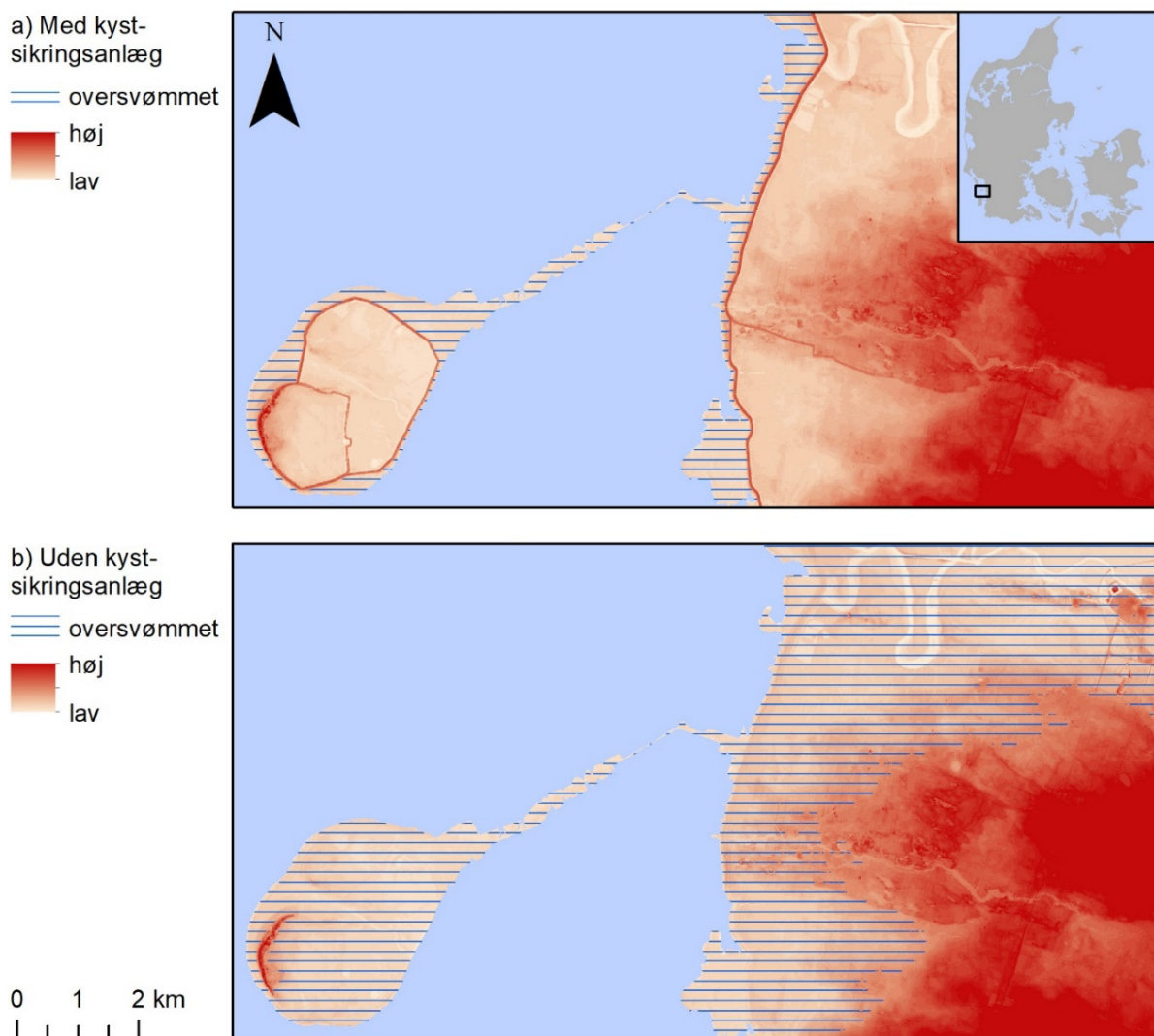
Niveauet af højvande varierer over hele landet og afhænger af kystmorfologi, dybdeforhold, vindstyrke og tidevandets højde. Fx er en 20-års middelhændelse i det sydlige Vadehav på 4,1 meter, mens den er 1,4 meter i Køge bugt. Højvandsstatistikken og tidevandstabellerne er opgjort for 67 målestationer. Af disse er 60 stationer placeret langs kystlinjen. For at fordele højvandsdata fra målestationerne langs kystlinjen, har vi inddelt hele kystlinjen i 60 kyststrækninger og relateret hver strækning til en målestation (Figur 2.4). Til inddelingen har vi set på markante skift langs kysten, fx toppen af Skagens Gren, Blåvandshug eller ved fjordindgange. Hvor der ikke er markante skift har vi inddelt kyststrækningen midt imellem to målestationer.



Figur 2.5. Inddelingen af kystlinjen i forhold til placering af målestationer for højvandsstatistikker og tidevandstabeller.

Til kortlægningen af arealer, som oversvømmes med og uden eksisterende kystsikringsanlæg, har vi anvendt overflademodellen DHM/Havstigning (SDFE 2020), som er en hydrologisk tilpasset højdemodel. Dvs. at hydrologiske tilpasninger er indarbejdet således, at overfladevandet kan simuleres i modellen, som det strømmer i naturen fx ind under veje, hvor de krydses af en å og hvor sluser ud mod havet er lukkede. Overflademodellen har en horisontal opløsning på 40 cm. For at kunne håndtere modellen i en national analyse har vi aggregeret det til 10 meter. For hver kyststrækning (Figur 2.5) har vi kortlagt de arealer, som bliver oversvømmet for de seks oversvømmelseskategorier ved at udpege de områder i højdemodellen, som har en højde lig med eller under kategoriens oversvømmelseshøjde, og som er direkte forbundet med kyststrækningen.

Figur 2.6 illustrerer kortlægningen for en 100-års middelhændelse i området omkring Mandø og Ribe. For at kortlægge de arealer, som ville blive oversvømmet uden kystsikringsanlæg, har vi genereret en ny højdemodel, hvor vi først har fjernet alle celler inden for en afstand på 50 meter fra alle kystsikringsanlæg og efterfølgende interpoleret disse med de omkringliggende celler. Herefter har vi gentaget oversvømmelsesmodellen. Højdemodellen, hvor kystsikringsanlæg er fjernet samt de arealer, som ville blive oversvømmet, er vist i eksemplet i figur 2.6b.

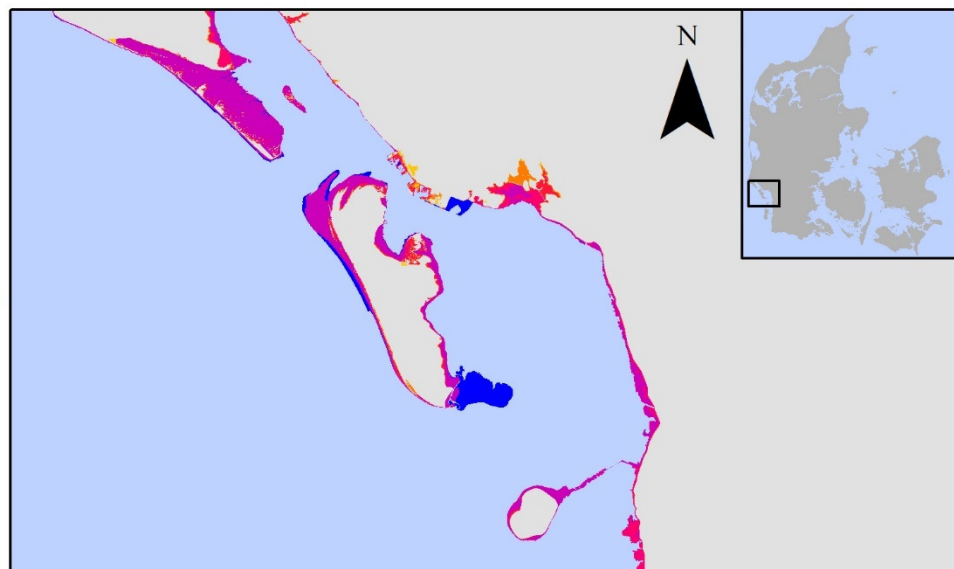


Figur 2.6. Kortlægning af 100-års middelhændelse omkring Mandø og Ribe baseret på højdemodel hvor kystsikringsanlæg indgår (a) og baseret på højdemodel hvor kystsikringsanlæg er fjernet (b). Terrænets højde og oversvømmelsesforudsigelsen er vist på kortet.

En visuel gennemgang af den første oversvømmelseskortlægning viste, at en række kystsikringsanlæg, fx sluser og vejdamninger, ikke er indeholdt i enten højdemodellen eller i laget over kystsikringsanlæg. Det betød at store dele af landet, fx omkring Højer i Sydvestjylland blev kortlagt som oversvømmede hvor kystsikringsanlæg er inkluderet. Omvendt blev en række inddæmmede arealer, især omkring Lolland og Falster ikke oversvømmet hvor kystsikringsanlæg fjernet fra højdemodellen. Vi valgte derfor at gennemgå hele kystlinjen og justere kortlaget over kystsikringsanlæg og højdemodellen, hvor dette var nødvendigt, hvorefter vi gentog oversvømmelseskortlægningen. Figur 2.7 viser resultatet for alle oversvømmelseskategorier for et kortudsnit for det nordlige Vadehav.

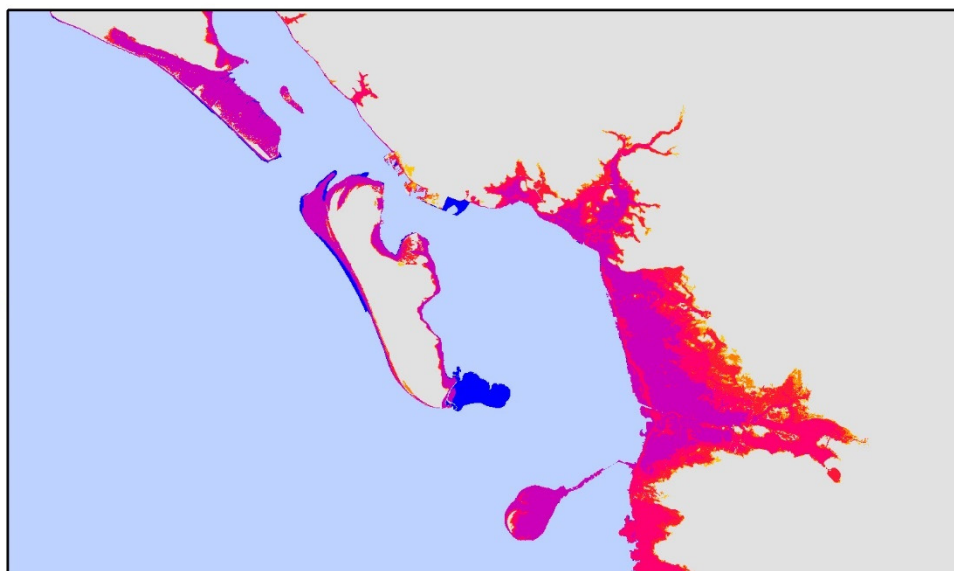
a) Med kyst-sikringsanlæg

- under havniveau
- højeste tidevand
- vinterhøjvand
- 20-års hændelse
- 50-års hændelse
- 100-års hændelse



b) Uden kyst-sikringsanlæg

- under havniveau
- højeste tidevand
- vinterhøjvand
- 20-års hændelse
- 50-års hændelse
- 100-års hændelse



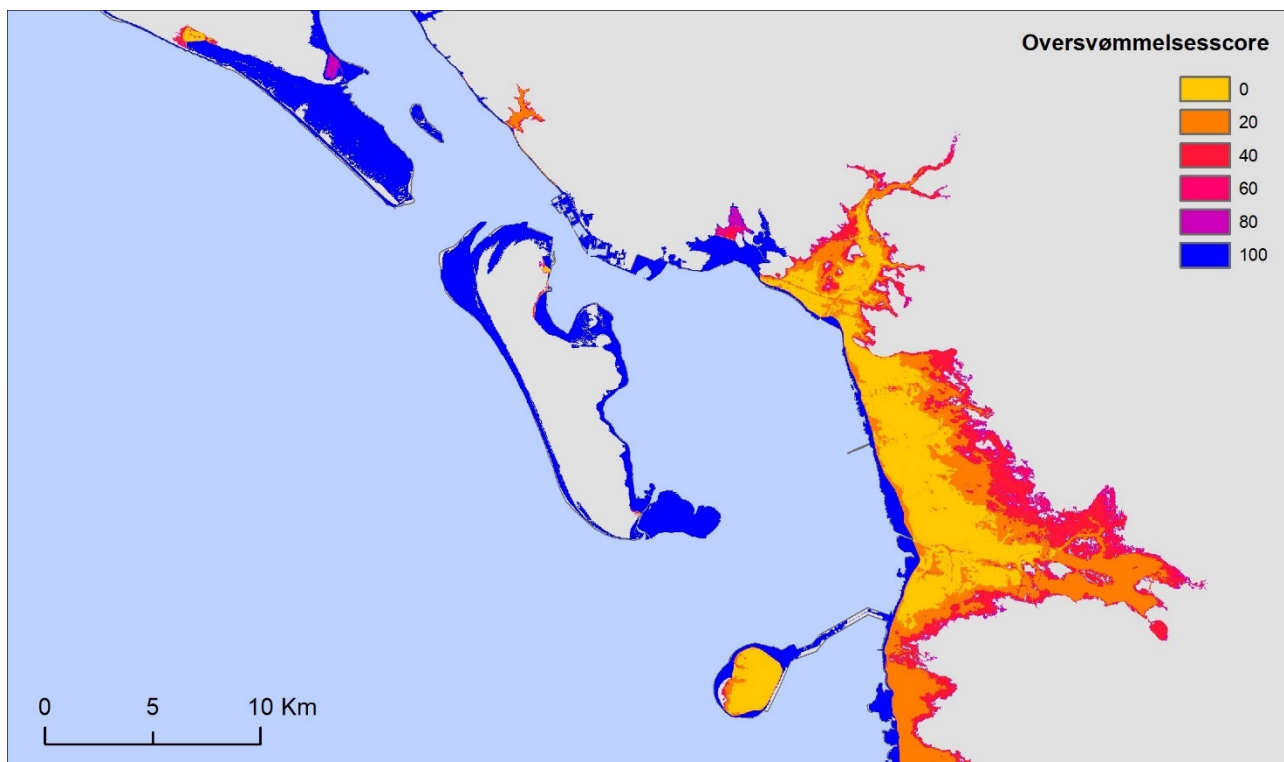
0 5 10 km

Figur 2.7a-b. Samlet oversvømmelseskortlægning med kystsikringsanlæg (a) og uden kystsikringsanlæg (b).

Metode – fra oversvømmelsesmodel til score for kystdynamik

Oversvømmelsesindikatoren består af henholdsvis en score for om oversvømmelse kan finde sted eller er obstrueret af kystsikring (0-100 afhængigt af hvor stor forskel der er på hyppigheden af oversvømmelseshændelser hhv. med og uden kystsikring, se figur 2.8) og en vægt, som afspejler betydningen af oversvømmelser fra havet skaleret efter hvor hyppigt et landområde oversvømmes. Højbundsjorder, som ikke oversvømmes ved 100-årshændelser får vægten 0, så her tæller denne indikator ikke. De øvrige oversvømmelseshyppigheder tildes vægtene:

Under havniveau: 100
Højeste tidevand: 100
Vinterhøjvande: 100
20-års hændelse: 60
50-års hændelse: 40
100-års hændelse: 20.



Figur 2.8. Illustration af beregnet oversvømmelsesscore. De højeste værdier findes uden for digerne og længst inde i landet, hvor digerne ikke beskytter mod 100 års hændelser.

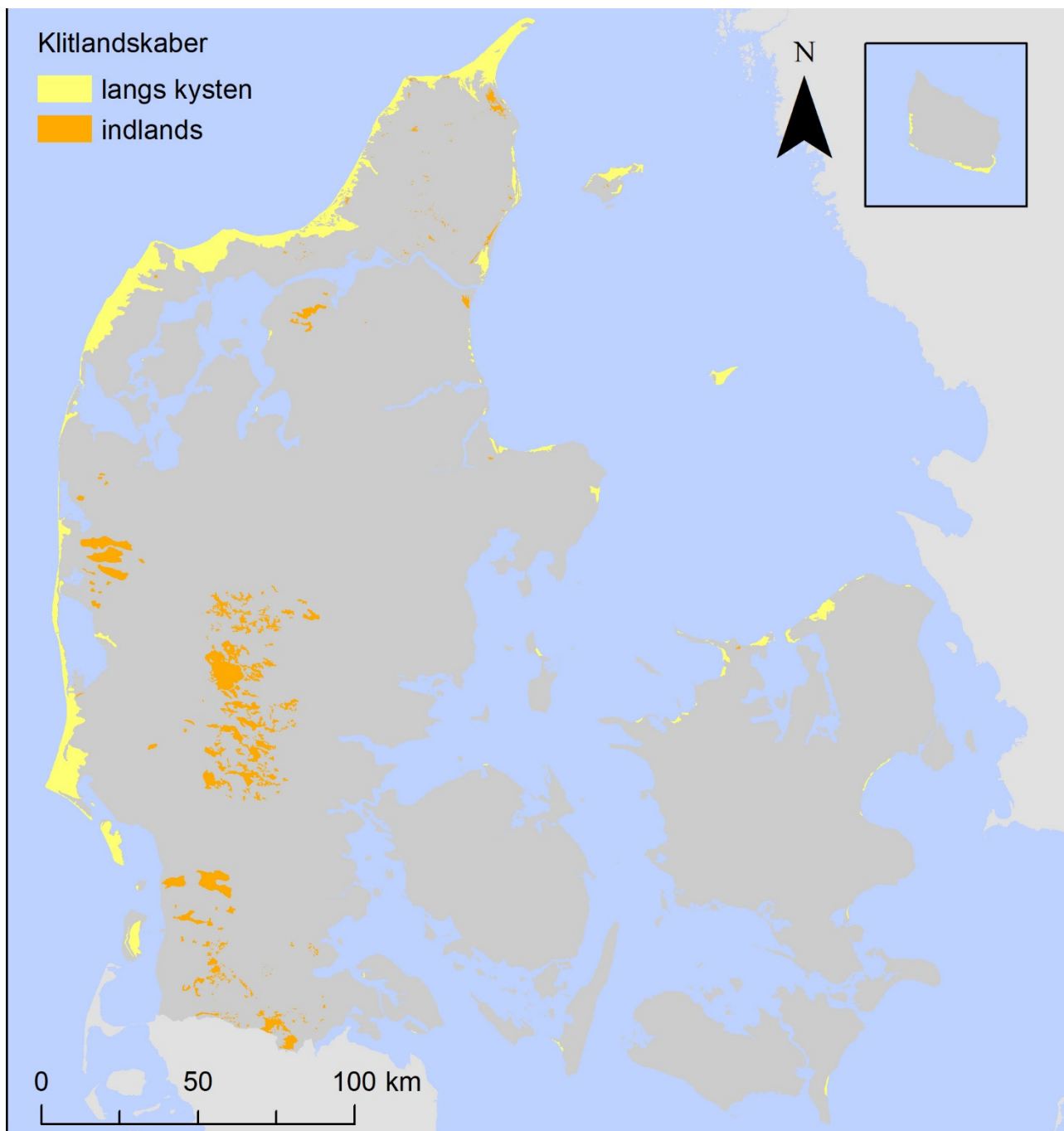
2.3.4 Sandflugt

Rationale

Sandflugt forekommer hovedsageligt ved de eksponerede kyster fx ved den jyske vestkyst hvor der både er stærk vind og rigeligt deponeret sand, der kan transporteres fra kysten og ind i landet. I store dele af landet er sandflugt dog hindret i større eller mindre grad vha. blandt andet kystsikring, men også udlægning af nåletræsgrene og tilplantning med hårdføre nåletræer og hjælme. Hvor der tidligere langt overvejende blev etableret hård kystsikring (skråningsbeskyttelse og bølgebrydere i 1980-erne og start '90-erne) bliver der nu i højere grad brugt sandfodring ud for kysterne. Længere inde i landet har klitplantagerne, der blev etableret fra midten af 1800-tallet for at standse transporten af sand ind i landet, stadig en stor effekt. Sandflugtsprocessen er beregnet for de områder, som ifølge AU's kort over landskabselementer (Institut for Agroøkologi 2014) er klitlandskaber som er karakteriseret ved aflejret flyvesand. Det antages at der i disse områder kan ske en naturlig sandflugt, hvis der ikke er enten erosionsdæmpende kystsikring eller en arealanvendelse som fx plantager eller bebyggelse, som bremser vindens omlejring af sandet vinkelret på kysten.

Data

Kortet over kystsikringsanlæg fra KDI (Kystdirektoratet 2020) indeholder information om anlæg med effekt på kystklitters opbygning og erosion (bølgebrydere, høfder, kunstige rev, sandfodring, skråningsbeskyttelse, stenrækker, T-høfder). Kortet over landskabselementer bruges til at opdele klitlandskaber i indlands- og kystklitter. Kun kystklit-arealet, som vi har defineret som klitlandskaber som grænser direkte op til kystlinjen, eller hvor afgrænsningen ikke ligger længere end 500 meter fra kystlinjen, er medtaget i analysen (Figur 2.9).



Figur 2.9. Klitlandskaber ifølge AU's kort over landskabselementer (Institut for Agroøkologi 2014), inddelt i klitlandskaber langs kysten og indlandsklitter.

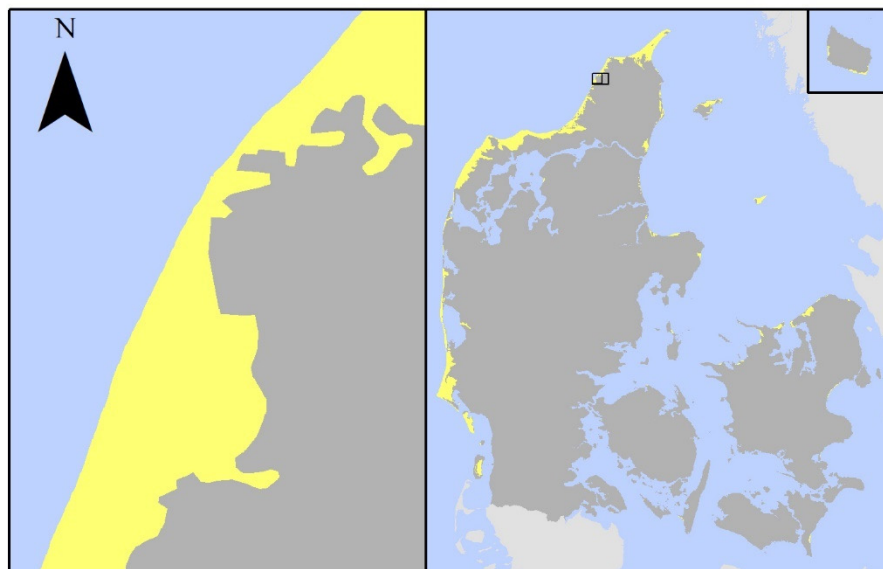
Fra data til indikator

Effekten af kystsikringsanlæg projiceres vinkelret fra kysten ind i landet, så man får et kort, der har to kategorier: 1) uhindret sandflugt, som ikke er påvirket af kystsikring eller arealanvendelse og 2) potentiel sandflugt, som er hindret af kystsikring og/eller arealanvendelse. Metoden er illustreret i figur 2.10. Klitlandskaber langs kysten, hvor der er potentiel sandflugt (Figur 2.10a) overlejres med et kortlag, som omfatter kystsikringsanlæg som hindrer erosion langs kysten, fx skråningsbeskyttelse, samt arealer, som hindrer transport og aflejring af sand inde i landet (Figur 2.10b). Arealerne er hentet fra Basemap03 (Levin 2019) og omfatter trædække, bebyggede arealer samt landbrugsarealer. Sandflugt projiceres vinkelret fra kysten ind i landet (Figur 2.10c). Områder med klitlandskaber, som ligger bag kystsikringsanlæg, som forhindrer erosion eller på/bag arealer som hindrer transport og aflejring af sand kategoriseres som områder

hvor sandflugt er hindret. Områder med klitlandskaber, hvor hverken kystsikring eller arealanvendelse hindrer sandflugt kategoriseres som områder med uhindret sandflugt. For at graduere effekten af sandflugt udjævnes eller "interpoleres" kortet vha. en 50-meter focal statistics i ArcGIS (Figur 2.10d). Herved vægtes celleværdierne med værdierne i nabocellerne inden for en radius på 50 meter, så man opnår en mere jævn graderet fordeling af celleværdierne, hvor minimumværdien er 0 = helt uhindret sandflugt og maksimumværdien er 1 = fuldstændig hindring af sandflugt.

a) Potentiel sandflugt

- klitlandskab
- land
- hav



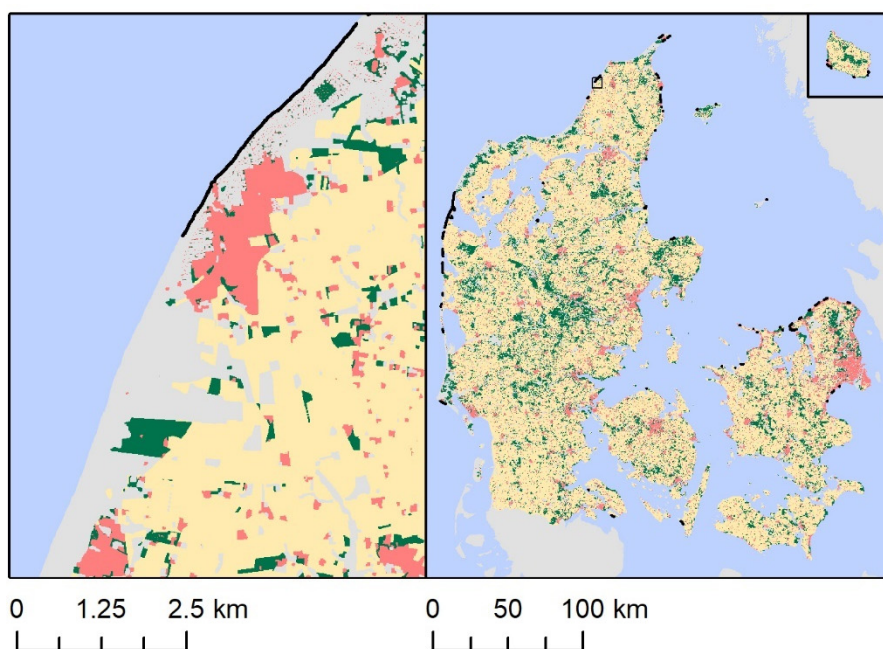
b) Hindring af sandflugt

Kystsikring

- skråningsbeskyttelse

Arealanvendelse

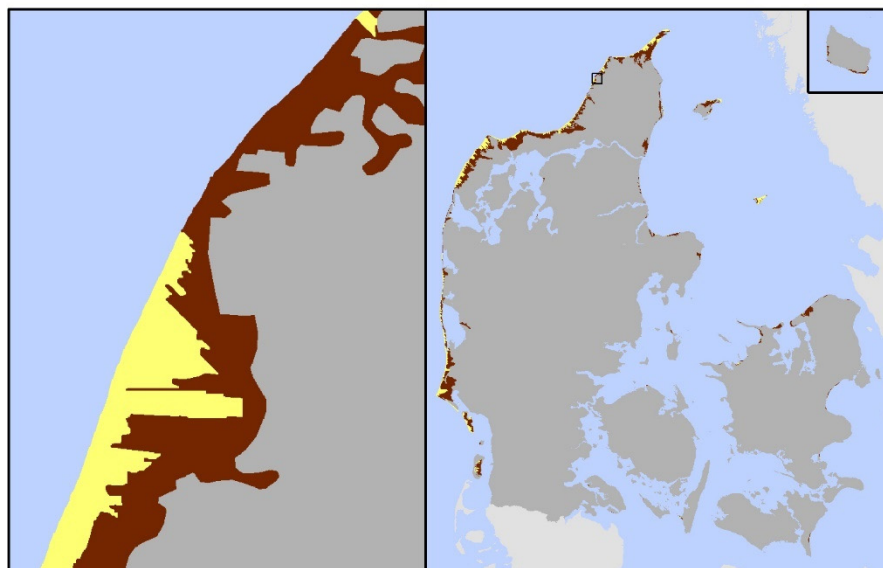
- bebyggelse
- landbrug
- trædække
- andet
- hav



c) Sandflugt med hindringer

Sandflugt

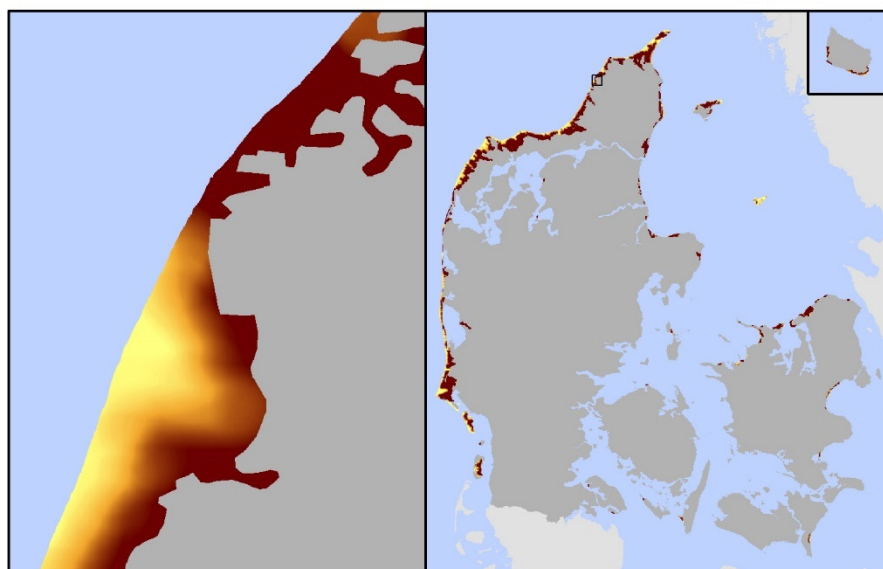
- uhindret sandflugt
- hindret sandflugt
- andet areal
- hav



d) Sandflugt med hindringer
udjævnet (smoothed)

grad af sandflugtshindring

- 1=høj
- 0=lav



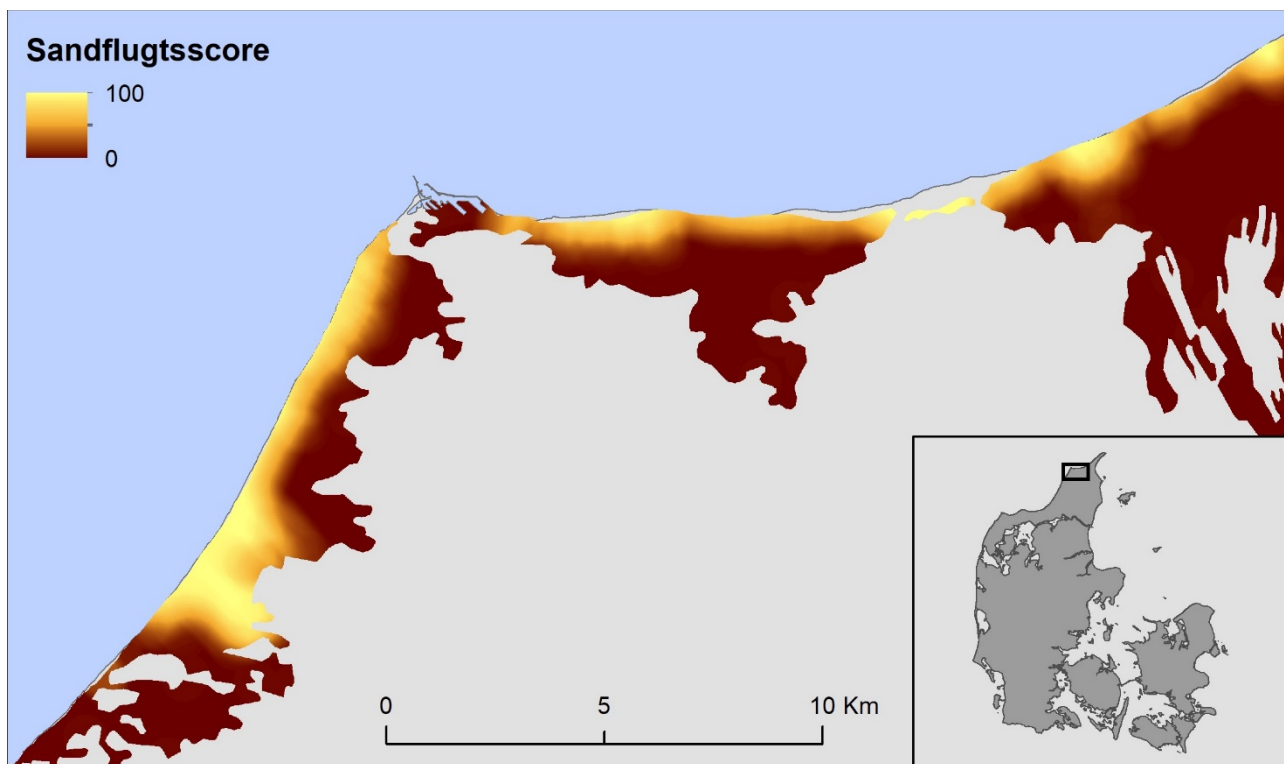
0 1.25 2.5 km

0 50 100 km

Figur 2.10. Illustration af metoden til kortlægning af sandflugt. Arealer med potentiel sandflugt (a) overlejres med kortlag for kystsikring og arealanvendelse, som hindrer sandflugt (b). Ved at projicere sandflugt vinkelret fra kysten ind i landet kortlæg.

Fra indikator til pointberegning

Sandflugtsindikatoren består af henholdsvis en score og en vægt. Scoren er standardiseret til maksimum 100 og afrundet til heltal (Figur 2.11). Vægten er en 0/1 variabel, således at sandflugt kun beregnes for kystklitter med flyvesand. Score og vægt bruges til at udregne den samlede processcore som beskrevet nedenfor.



Figur 2.11. Beregnet sandflugtsscore.

2.3.5 Beregning af samlet processcore

Processcoren bliver beregnet som et vægtet gennemsnit af naturligheden for de fire forskellige processer, vi har kortlagt. Nogle steder i kortet vil der kun være én proces, som tæller. Midt ude i en sø er der kun hydrologi, som tæller og inde i landet på tør bund vil det kun være græsning, som tæller. Men ude langs kysten i en våd klitlavning eller strandeng vil det typisk være både græsning og hydrologi samt enten oversvømmelse eller sandflugt. De processer, som er aktuelle, tæller med i beregningen af den gennemsnitlige processcore. Oversvømmelsesscoren har en gradueret vægtning, så oversvømmelsesscoren i de områder, der oversvømmes hyppigst af havet under naturlig kystdynamik, tæller højest.

2.4 Beregning af DNI-scoren

Den endelige DNI-score er baseret på en sammenvejning af tilstand, beskyttelse og processer. Princippet her er, at de tre forskellige dimensioner af naturforvaltningen virker forstærkende på hinanden. Naturbeskyttelsen og naturlige processer er vigtigst, hvor der er sjældne og sårbare arter (brandmandens lov), og det er næppe umagen værd at investere i at genoprette de naturlige processer i et område, hvis man har glemt at tænke på at få området beskyttet for eftertiden.

Vi har valgt at gange de tre scorers sammen og reskalere DNI, så den ligger fra 0 til 100. I praksis betyder det altså, at hvis man har genoprettet naturlig hydrologi, græsning og kystdynamik og sikret en effektiv naturbeskyttelse af et værdifuldt naturområde, så vil man opnå en DNI-score på 100.

DNI beregnes efter følgende formel:

$$\text{DNI} = (100 * ((\text{tilstand} + n) * (\text{beskyttelse} + n) * (\text{proces} + n) - n^3) / ((100 + n) * (100 + n) * (100 + n) - n^3))$$

Hvor n er en konstant, der sættes til 10. Denne konstant sikrer, at en ringe performance i én af dimensionerne ikke reducerer DNI scoren til nul i tilfælde, hvor de to andre dimensioner scorer udmærket. Har man 80% målopfyldelse i de tre dimensioner, vil man få en score på 55 og hvis alle dimensionerne kun er 50% realiseret, vil man få en DNI-score på 16.

2.5 Samling og præsentation af kortlagene

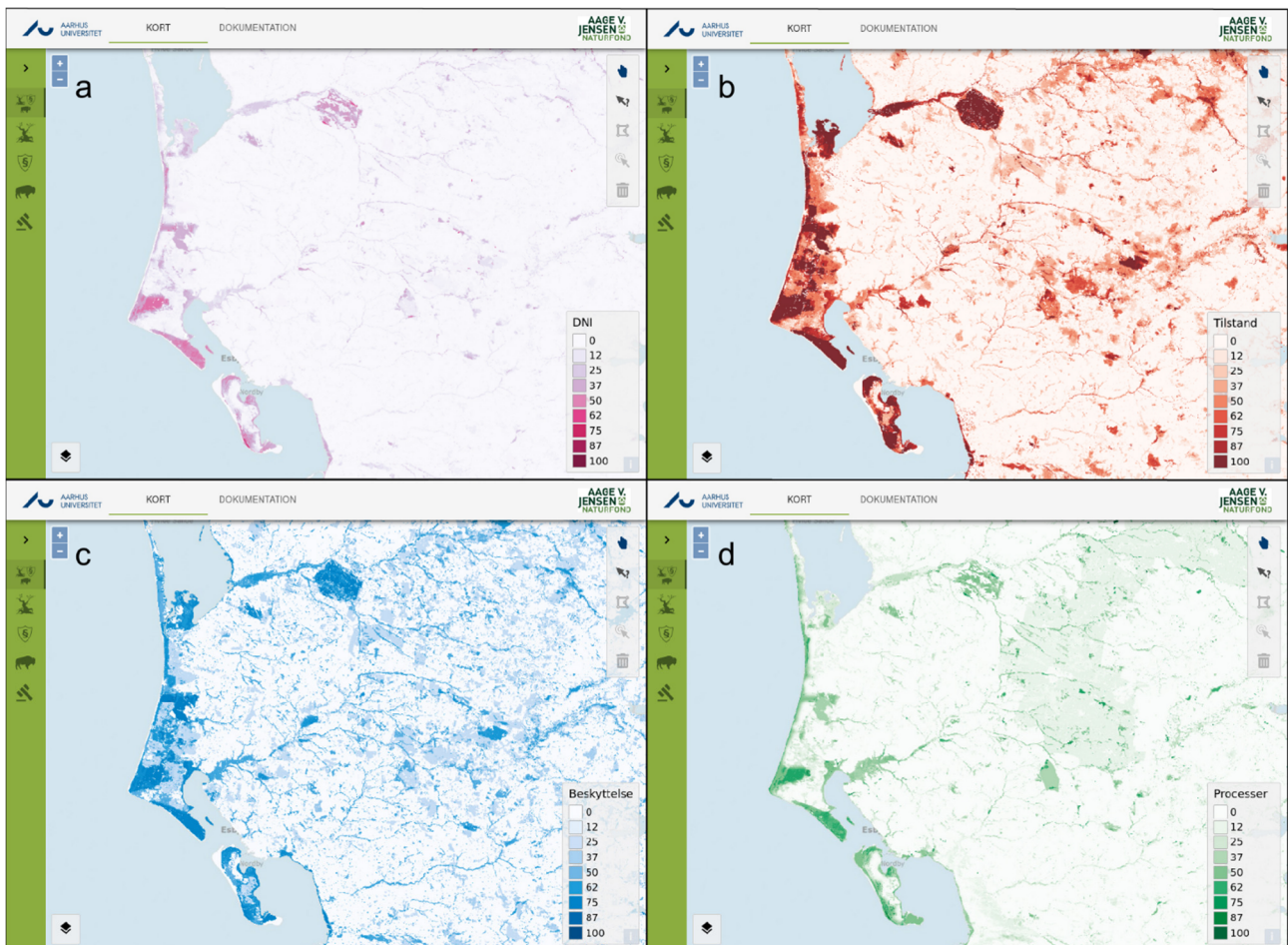
Kortlagene er præsenteret som web-gis på hjemmesiden (<https://bios.au.dk/dni/>), hvor det er muligt at se kortene og deres hovedbestanddele – fx kan man se de tre naturlige processer, som tilsammen resulterer i proces-scoren og man kan se de retlige reguleringer, som resulterer i beskyttelsesscoren.

Endelig er det muligt at afgrænse et område i kortet – fx et Natura 2000-område, en kommune, en nationalpark eller en samling af matrikler efter eget valg og indhente en rapport over DNI for det pågældende område samt typiske niveauer af DNI for stat og kommuner til benchmarking.

3 Resultater

3.1 Præsentation af DNI

DNI bliver præsenteret på kort på hjemmesiden for en dansk naturindikator (<https://bios.au.dk/dni/>). Figur 3.1 viser de tre grundkort over tilstand, beskyttelse og processer for en del af Danmark mellem Fanø i syd og Ringkøbing Fjord i nord. Endelig viser figuren det resulterende DNI-kort som fremkommer ved at gange værdierne fra de andre tre kort sammen (se afsnit 2.4). Som man kan se af kortet er der som forventet en god overensstemmelse mellem fordelingen af værdifulde naturområder i landskabet og realiseringen af naturlige processer samt beskyttelsen af biodiversiteten. Men der er også forskelle, og det er en væsentlig del af rationale bag DNI at kunne pege på områder, hvor der i kraft af en god tilstand, men en mindre optimal beskyttelse eller realisering af processer er gode muligheder for at forbedre naturforvaltningen.



Figur 3.1. Kort over samlet DNI-score (a) øverst tv., tilstand (b) øverst th., beskyttelse (c) nederst tv. og processer (d) nederst th. for V-Jylland mellem Fanø og Skjern Å.

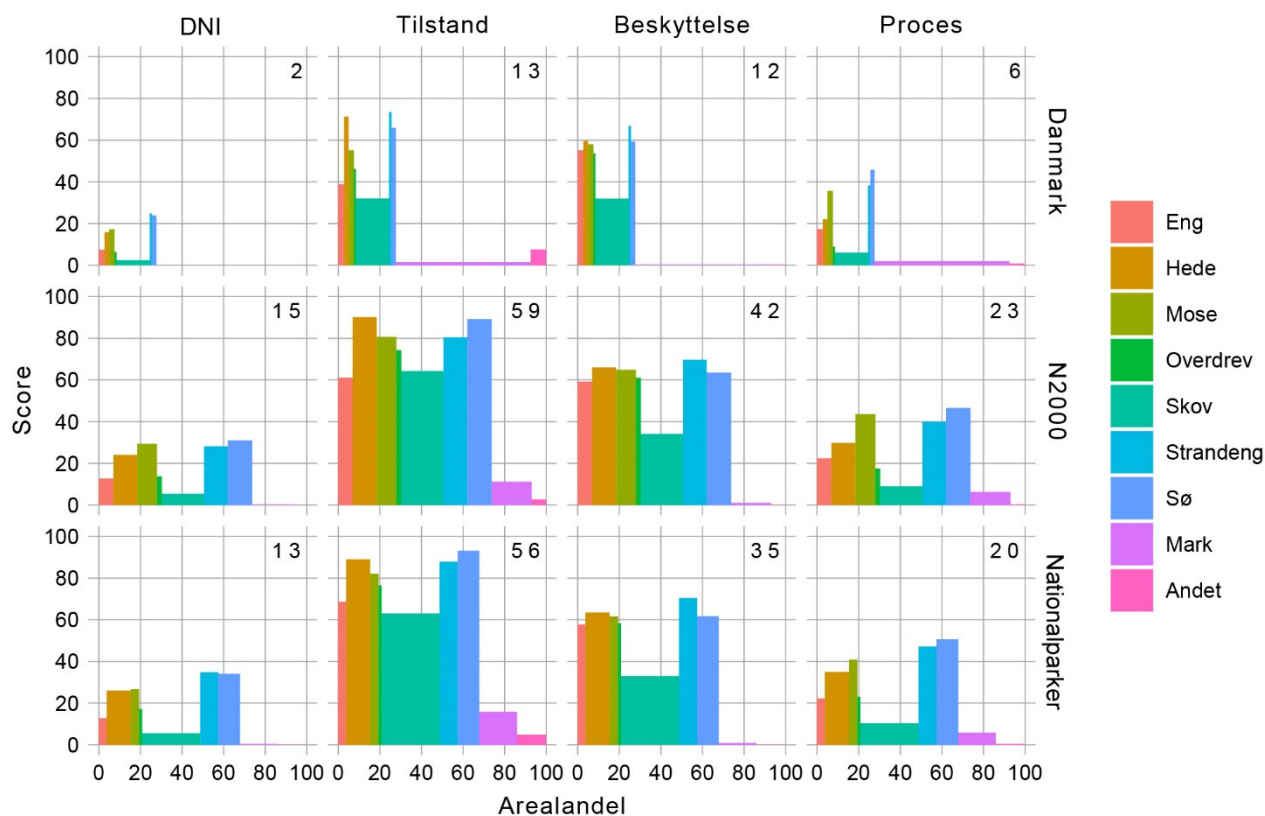
Den resulterende DNI-score i figur 3.1.a fremkommer ved at beregne produktet af tilstand, beskyttelse og processer. Man kan se at ikke alle de røde områder i figur 3.1.b med høj tilstand også har en markant lilla DNI-score. Desuden kan man se at de fleste lilla farver ligger i intervallet 13-50 point ud af 100, det vil sige at der er mulighed for at øge DNI-scoren de fleste steder i landskabet

ved at sikre en mere effektiv beskyttelse af biodiversiteten eller ved at give bedre plads til de naturlige processer, som kendetegner vild natur.

3.2 Rapporteksempel

På DNI's hjemmeside kan man få beregnet og vist en rapport for et selvvalgt geografisk område. For at illustrere denne funktion og samtidig vise nogle af projektets resultater, har vi beregnet diagrammer for henholdsvis hele Danmarks areal, arealet indenfor Natura2000-områderne og arealet inden for afgrænsningen af de fem danske nationalparker (figur 3.2) udformet som søjlediagrammer, hvor søjlernes højde repræsenterer den gennemsnitlige tilstand, proces og beskyttelse for en arealkategori (fx skov, hede og overdrev eller mark), og søjlernes bredde afspejler den arealandel, som kategorien dækker i det valgte område. Der udarbejdes et søjlediagram for hver af tilstand, beskyttelse og proces samt for den samlede DNI-score (figur 3.2). Helt svarende til naturkapitalindeks for danske kommuner (Ejrnæs et al. 2021A) bliver der tilføjede beregnet en arealvægtet score (0-100) for hver af dimensionerne i DNI.

Ser man på det nationale diagram (figur 3.2), kan man konstatere at Danmark er et landbrugsland præget af dyrkede landbrugsarealer, byer og skove. Det påvirker tilstanden af områderne, men det påvirker også styrken af naturbeskyttelsen, som er fraværende på arealer disponeret til andre formål end natur, men naturbeskyttelsen er også meget ufuldstændig i skovene og de beskyttede naturtyper. Det kniber også gevaldigt med at give plads til naturlige processer – Danmark er et land, hvor mange af vådområderne er afvandede og vandløbene kanaliserede og der er ikke mange steder, hvor der er givet plads til en naturlig græsningsfunktion.



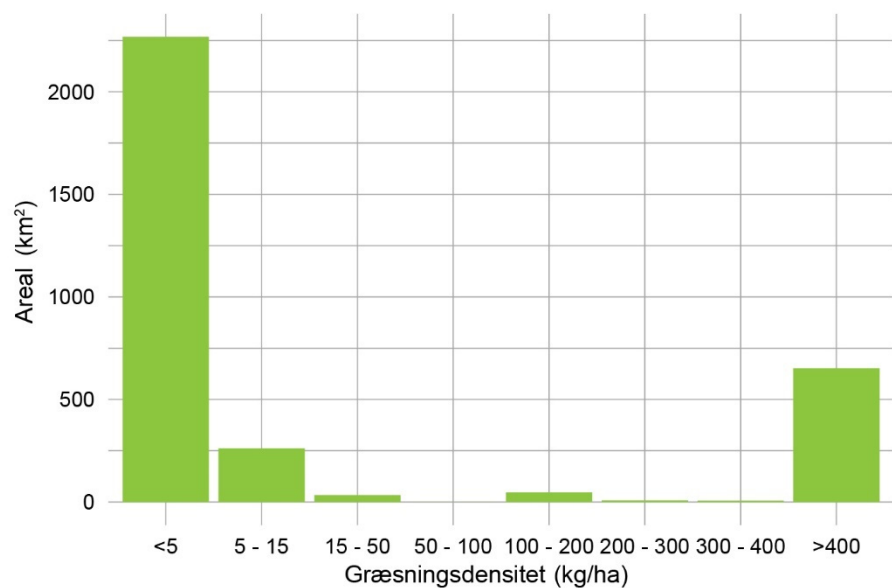
Figur 3.2. Diagrammer over tilstand, beskyttelse og processer fordelt på arealkategorier for hhv hele Danmark, Natura2000-områderne og nationalparkerne

Det ser noget bedre ud i Natura2000-områderne, som dækker lidt under 10 % af Danmarks samlede landareal. Her udgør marker og byer kun en mindre andel af arealet og naturindholdet er højt i de fleste arealkategorier. Alligevel ligger naturbeskyttelsen kun på omkring 60 % af maksimum og for skovene helt nede på 30 %. For skovene er forklaringen oplagt at de fleste danske skove, også i Natura2000-områderne, er kommercielt drevne produktions-skove, hvor træerne dyrkes i tætte skyggende bestande og fældes i deres ungdom med salg for øje.

Diagrammerne over de fem danske nationalparker demonstrerer at disse ikke skiller sig ud fra andre danske naturområder med et bedre naturindhold, naturbeskyttelse eller plads til naturlige processer. Tværtimod er diagrammet for nationalparkerne en anelse ringere end for Natura2000-områderne – antageligt fordi nationalparkerne indeholder en større andel af marker og byer. Diagrammet bekræfter altså at en nationalparkudpegning efter den danske nationalparklov ikke løfter indsatsen for biodiversitet målt på naturens tilstand, beskyttelse og plads til udfoldelse.

3.3 Græsning

Figur 3.3. Fordelingen af arealet med lysåbne naturtyper i Danmark på kategorier af græsnings-tætheder.



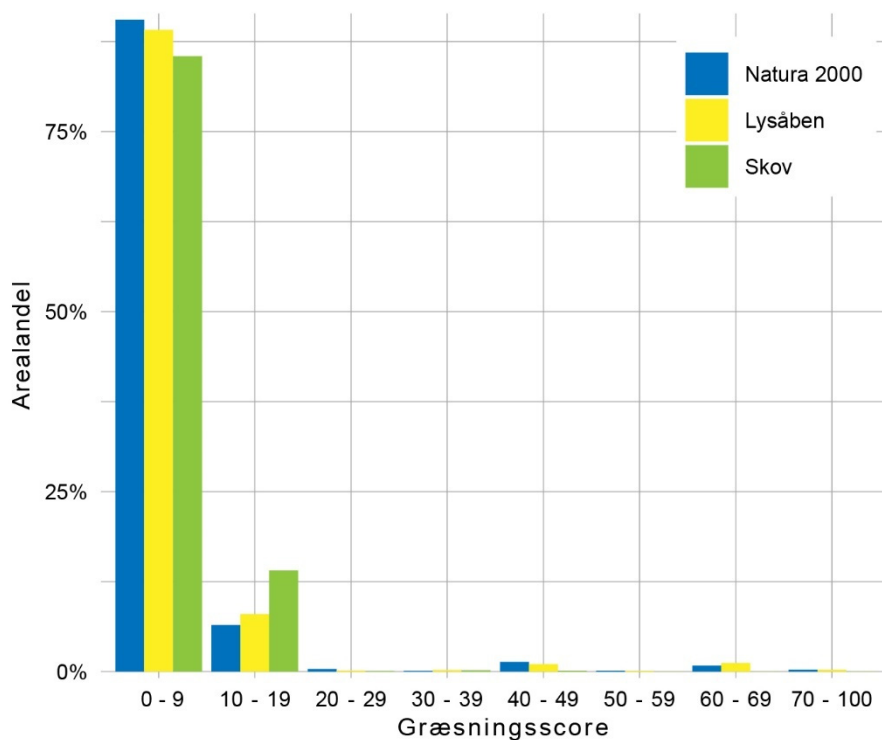
En af de processer i DNI-kortet, som har størst betydning for den samlede DNI-score, er græsningsprocessen. Dette skyldes dels at græsningsprocessen tæller på hele landjordsarealet, men også at der kun er realiseret en naturlig græsningsproces på en brøkdel af dette areal. Naturlig græsningsproces handler både om at kombinere forskellige arter af græssende dyr og om at dyrene græsser i naturlige tætheder hele året rundt og uden at blive fodret. Først og fremmest handler græsningsprocessen dog om at der er en græsning i en nogenlunde naturlig tæthed, og her kniber det gevaldigt.

Figur 3.3 viser fordelingen af tætheder af græssende dyr. På langt hovedparten af landarealet er tætheden af store planteædere meget lav (< 5 kg/ha). Denne lave tæthed repræsenterer tætheden af vildtlevende hjortevildt i det almindelige danske, uhegnede kulturlandskab, hvor der ikke foregår naturpleje. Det er ca. 80% af de lysåbne og græsningsafhængige naturtyper, som i

dag reelt er uden naturpleje og dermed under tilgroning med høje urter og vedplanter. Som figuren viser, er der landskaber i Danmark, hvor tætheden af hjorte når op i næste kategori (5-15 kg/ha), men den næststørste kategori af græsningstæthed i de lysåbne naturtyper ligger i den anden ende af gradienten på > 400 kg/ha, og denne søjle repræsenterer den typiske græsning på landbrugsarealer, som modtager græsningsstøtte under enkeltbetalingsordningen, hvor ejeren skal kunne fremvise et pænt afgræsset og ensartet landbrugsareal ved kontrol 15. september. Vi tolker denne situation som naturskadelig "overgræsning". Af den grund bliver der givet 0 græsningspoint for langt hovedparten af de lysåbne naturtyper i Danmark, som enten er under tilgroning eller græsses unaturligt hårdt.

Figur 3.4 viser den resulterende græsningscore for danske naturområder fordelt på skove, lysåbne naturtyper og Natura2000-områder (som indeholder flere forskellige typer af natur). Figuren demonstrerer at der ikke er mange procent af den danske natur, som i dag har en græsningsfunktion, som kan beskrives som naturlig.

Figur 3.4. Fordelingen af arealer på værdier for græsningscore. Fordelingen kan ses for alle danske Natura2000-områder, alle lysåbne naturområder og alle skove.



4 Perspektiver og diskussion

4.1 Hovedresultater af DNI-kortlægningen

Det er lykkedes i projektet at kortlægge naturbeskyttelse og processer nationalt, hvilket aldrig har været gjort før i Danmark og heller ikke os bekendt i noget andet land. Vi håber at denne kortlægning vil kunne inspirere andre til at kortlægge realiseringen af vilde, artsrige og effektivt beskyttede naturområder, fordi netop dette tiltag for biodiversiteten er det vigtigste af alle. Det er da også netop udlægning og genopretning af strengt beskyttede naturområder, som står helt centralt i FN's og EU's biodiversitetsstrategier for det næste årti.

Kortlægningen har dokumenteret at vi ikke er så gode til at beskytte den vilde natur i Danmark og heller ikke til at give plads til at de naturlige processer kan forløbe. Selvom vi i Danmark har store områder – ikke mindst langs kysterne – med naturlig vegetation og artsrige samfund af dyr, planter og svampe med mange truede arter, så er der ingen steder på landjorden hvor den lovsikrede beskyttelse af naturen virker effektivt mod de 25 vigtigste trusler. Det kniber også med de naturlige processer. Store dele af landets naturlige vådområder er afvandet, store strækninger af kysterne er sikret mod erosion, oversvømmelser og sandflugt og naturlig græsning findes kun på en lille brøkdel af landarealet. Selvom der investeres et trecifret millionbeløb i landbrugsstøtte årligt på plejegræsordningen med biodiversitetssigte, så er det kun en lille del af de lysåbne naturtyper, som faktisk plejes, og ud af det samlede plejede areal, er det kun en lille del, som er under en ordning med incitament til naturlig græsning uden overgræsning i sommermånederne.

Der er altså nok af udfordringer at tage fat på hvis målet er en genopretning og beskyttelse af levesteder for truede arter og selvforvaltende naturlige økosystemer i Danmark. DNI-projektet er et værktøj som kan bruges til at sikre at indsatserne i de kommende år lægges, hvor de bedst muligt kan medvirke til at standse tabet af biodiversitet.

4.2 Anvendelse af kortet

DNI er udviklet som et evalueringsværktøj til at måle hvor godt et område forvaltes, set med biodiversitetsbriller. For biodiversiteten er det vigtigt at der er gode levesteder, mulighed for fri naturudfoldelse og en varig og effektiv beskyttelse mod de vigtigste trusler. Gode levesteder er repræsenteret ved bioscoren, som kombinerer arts- og strukturindikatorer. Processer er repræsenteret ved en vurdering af naturligheden af græsning, hydrologi og kystdynamik. Beskyttelse er repræsenteret ved en vurdering af den eksisterende lovgivnings styrke over for de vigtigste trusler mod biodiversiteten.

Idéen med kortet – og motivationen bag Aage V Jensens Naturfonds støtte til projektet – var at det skulle være muligt på en fleksibel måde, at få en rapport med en evaluering af et konkret geografisk område, som kunne sammenlignes med andre relevante geografiske områder. Med andre ord en slags benchmarking svarende til den, som blev præsenteret i Naturkapitalindeks for Danmark (Skov m.fl. 2017). Derfor er DNI udviklet i web-gis med en facilitet, hvor man kan udvælge landområder baseret på matrikler og få en rapport, som viser hvordan landområderne scorer på tilstand, beskyttelse, processer og

samlet DNI-score. Rapporten kan også vise, hvordan den lokale naturforvaltning klarer sig ved sammenligning med det nationale billede, med en kommune eller med mere dedikerede naturområder såsom Natura2000-områder.

Man kan også bruge kortet til at planlægge forbedringer i naturforvaltningen. I praksis gøres dette ved at kigge efter områder med et højt naturindhold, men lav score for naturbeskyttelse eller processer. Her vil det være muligt hæve DNI-scoren væsentligt ved at udlægge områderne med en mere effektiv naturbeskyttelse eller ved at genoprette naturlig hydrologi, naturlig græsning eller eventuelt naturlig kystdynamik. Hvis man øger beskyttelsen og giver bedre plads til naturlige processer, må man også forvente at naturens tilstand vil blive forbedret, men der vil ofte være forsinkelse på denne respons.

Under kortets beskyttelseslag er det muligt at gennemgå de eksisterende trusler og vurderingen af beskyttelsen mod disse. Her kan man se hvor der er alvorlige trusler uden en god naturbeskyttelse.

4.3 Opdatering af kortet

DNI er lavet på en projektbevilling, og en eventuel fremtidig opdatering af kortet vil kræve at der findes de nødvendige resurser. I praksis stammer store dele af kortets informationer fra digitale datalag, som bliver opdateret i andre sammenhænge. Således fører Landbrugsstyrelsen statistik med arealanvendelsen på landbrugspligtige arealer og tildeling af støtte til naturpleje med græsning, der findes oversigter over udpegninger af urørt skov, og i Miljøportalen finder man opdaterede kortlag over beskyttede naturtyper.

Der findes dog også vigtige oplysninger knyttet til beskyttelse og processer, som ikke er kortlagt af myndighederne på en let tilgængelig måde. Det gælder eksempelvis frivilligt tinglyste deklARATIONER om naturfredning, rewilding uden landbrugsstøtte eller genopretning af naturlig hydrologi ved grøftelukning, hævning af vandløbsbund eller blokering af dræn. Hvis disse informationer gøres nationalt tilgængelige, vil det være oplagt at få dem med i en fremtidig opdatering.

4.4 Behov for validering af DNI

DNI er udviklet af eksperter og ved brug af eksperter og er i øvrigt baseret på indikatorer. Indikatorernes formål er at give et retvisende billede af mere komplekse forhold, hvor vi ikke har et enkelt facit eller mangler detaljerede målinger for at kunne beskrive forholdet nøjagtigt. Det gælder eksempelvis naturlig hydrologi, som på den ene side er super enkelt, fordi naturlig hydrologi foregår spontant i et landskab hvor vandet bevæger sig frit gennem landskabet fra nedbøren er faldet og til ferskvandet ender i havet eller fordamper igen. I praksis er der dog så mange måder, vi har kontrolleret og modificeret vandets strømningsveje, at det på ingen måder er let at beregne i hvilken grad naturlig hydrologi er realiseret i et konkret landskab. Det samme gælder naturlig græsning, hvor der ikke er fuldstændig enighed blandt eksperter om hvilke store planteædere, som er naturligt hjemmehørende, og hvad den naturlige tæthed af store planteædere ville være, hvis mennesker ikke havde blandet sig, og hvordan den naturlige tæthed er afhængig af hvilket økosystem vi taler om.

Undervejs i processen har vi måttet træffe en masse beslutninger om hvilke indikatorer, vi skulle basere DNI på, og hvor meget de skulle vægte i den samlede naturforvaltningsindikator. Alle beslutningerne er transparente og

begrundede, men det kan alligevel være svært at gennemskue, nøjagtigt hvordan de kommer til at virke i det endelige kort.

Vi håber at DNI kan blive prøvet af i forskellige sammenhænge, hvorved der uundgåeligt vil dukke fejl op eller uhensigtsmæssigheder, som kan rettes ved at give nogle indikatorer en mere retvisende vægtning eller ved at tilvejebringe bedre data. En sådan afprøvning vil også kunne pege på aspekter af DNI som kræver en videre udvikling. Måske er der processer, som mangler, eller processer, som ikke er fremstillet retvisende. Og sandsynligvis vil der hen ad vejen dukke ny viden op, som kan forbedre kortet.

4.5 Videreudvikling af DNI

Vi forestiller os at både de tre delkomponenter og selve præsentationen og brugerfladen i web-gis vil kunne udvikles i de kommende år.

For tilstandsscoren (bioscoren) forestiller vi os at det vil være muligt at udvikle et kort, som bruger proxylagene til at lave en rumlig tolkning af funddata for rødlistede arter, sådan at bioscoren afspejler den modellerede sandsynlighed for at et område er levested for truede arter i endnu højere grad end i dag og på en måde, som tillader en mere automatisk opdatering i takt med at der kommer nye, opdaterede data. Samtidig vil sådan en model kunne løse nogle af de problemer vi har i dag. Dette gælder udfordringen med hvordan man skal tillade observationer af rødlistede arter at få en vis geografisk udstrækning. Her har vi brugt eksperters vurderinger for en række mobile arter og for andre arter er der lavet simple regler for en observations udstrækning. Beslægtet er problemet med at store søer får en meget høj bioscore, fordi alle fund af truede arter, som er knyttet til søen tildeles hele søen og således akkumuleres til en høj score.

For beskyttelsesscoren forestiller vi os at der oven på publiceringen af vores metode til vurdering af beskyttelseeffekten vil komme respons på både eksperternes vægtninger af trusler og lovgrundlag og vores måde at beregne den samlede effekt af naturbeskyttelsen på. Det kan meget vel føre til et ønske om at revidere eller udvikle beskyttelsesscoren. Desuden vil der komme lovændringer, som er så væsentlige at de bør vurderes og inddrages i beregningerne.

For proces-scoren forestiller vi os at der vil komme nye indikatorer til, men også at vi vil få mulighed for at inddrage processer eller aspekter af processer, som det ikke har været muligt at dække i den første udviklingsfase. Eksempelvis har vi kun i begrænset omfang indikatorer for den menneskelige påvirkning af grundvandsmagasinerne med dræning og vandindvinding, og den feedback-virkning dette har i den mængde og kvalitet af grundvand, som strømmer ud i vådområderne. Tilsvarende har vi ikke formået at finde indikatorer, som kunne beskrive opbygning og nedbrydning af kyster med tilhørende dannelse af eroderede kystskrænter og nye strandvoldssystemer og kystlaguner. Derudover er sandflugtdynamikken modelleret på en meget simplificeret måde, som vi håber at kunne forbedre ved at inddrage fremherskende vindretninger i modellen. Endelig må det forventes at vi med alle de igangsatte rewildingprojekter, vil blive klogere på naturlige tætheder af samfund af store planteædere, så også vores græsningsindikator kan blive endnu skarpere.

Det helt store perspektiv for udvikling gælder selve DNI-værktøjet, hvor vi ser en stor mulighed i at udvikle et scenarietværktøj, hvor man kan beregne konsekvenserne for naturforvaltningen ved at ændre naturbeskyttelsen og

arealanvendelsen og planlægge naturgenopretning. Der findes i dag værktøjer, som kan beregne klimakonsekvenser og ændret udvaskning ved en ændret arealanvendelse (fx udtagning af lavbundsjord), men der findes endnu ingen værktøjer, der kan beregne konsekvenserne for biodiversiteten. Vi forudser at der bliver brug for sådanne værktøjer i forbindelse med fremtidige multifunktionelle jordfordelingsprocesser, hvor der forhåbentlig vil være en politisk målsætning om også at tilgodese biodiversiteten (Johansen m.fl.).

Der findes ingen fælles standarder i verden for rapportering af naturforvaltningsindsats. Der findes målsætninger for arealreservation til natur for både FN og EU, men ingen fælles målestok for hvornår det er retvisende at medregne et areal som reserveret til naturen. DNI måler om man har reserveret pladsen effektivt ved at beskytte naturen mod de vigtigste trusler og ved at give plads til de naturlige processer. Og DNI måler om man har gjort denne indsats i de områder hvor det virkelig gør en forskel, fordi der er levesteder for truede arter.

Vi håber at DNI kan udvikle sig til en kommende dansk standard for rapportering af naturforvaltningsindsatsen samt at DNI kan inspirere til udvikling af internationale standarder på området.

5 Litteratur

Aronson, J., Goodwin, N., Orlando, L., Eisenberg, C., & Cross, A. T. (2020). A world of possibilities: six restoration strategies to support the United Nation's Decade on Ecosystem Restoration. *Restoration Ecology*, 28(4), 730-736.

Baaner, L., Hvingel, L., & Anker, H. T. 2015. Regulering og kort. Frederiksberg: Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet. IFRO Rapport, Nr. 240.

https://static-curis.ku.dk/portal/files/143042503/IFRO_Rapport_240.pdf

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>

Bladt, J., Moeslund, J.E. 2016. HNV-kortet. Notat, Teknisk beskrivelse.

https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Natur_og_miljoe/Natura2000_og_HNV-kort/Teknisk_beskrivelse_HNV2016.pdf

Brunbjerg, A. K., Bladt, J., Moeslund, J. E., & Ejrnæs, R. (2015). Naturen på kort - nye værktøjer målretter indsatsen for truede arter. *Aktuel Naturvidenskab*, (3), 12-15.

Brunbjerg, A. K., Bladt, J., Brink, M., Fredshavn, J., Mikkelsen, P., Moeslund, J. E., Nygaard, B., Skov, F. & Ejrnæs, R. (2016). Development and implementation of a high nature value (HNV) farming indicator for Denmark. *Ecological Indicators*, vol 61, part 2, 271-281.

Brunbjerg, A. K., Bruun, H. H., Moeslund, J. E., Sadler, J. P., Svenning, J. C., & Ejrnæs, R. (2017). Ecospace: A unified framework for understanding variation in terrestrial biodiversity. *Basic and Applied Ecology*, 18, 86-94.

Børgesen, C., Greve, M.H., Bach, E.O., Sechu, G.L., Kjeldgaard, A., Hoffmann, C.C. 2020. Opdatering af potentialekortet for minivådområder. Notat fra DCA, Aarhus Universitet

Cebrian, J. (2015). Energy flows in ecosystems. *Science* 349(6252): 1053-1054.

Cornelissen, P., J. Bokdam, K. Sykora & F. Berendse (2014). Effects of large herbivores on wood pasture dynamics in a European wetland system. *Basic and Applied Ecology* 15(5): 396-406.

Danmarks Meteorologiske Institut (2020). Tidevandstabeller for Danmark. Danmarks Meteorologiske Institut. <https://www.dmi.dk/hav-og-is/tema-forside-tidevand/tidevandstabeller-for-danmark/>

Ejrnæs, R., Bladt, J., Dalby, L. & Nygaard, B. 2021A. Naturkapitalindeks for danske kommuner i 2020. Metodebeskrivelse og guide. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 20 s. - Teknisk rapport nr. 205 <http://dce2.au.dk/pub/TR205.pdf>.

Ejrnæs, R., Bladt, J., Moeslund, J. & Brunbjerg, A.K. 2021B. Biodiversitetskortets bioscore. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 20 s. - Videnskabelig, rapport nr. 456, <http://dce2.au.dk/pub/SR456.pdf>

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. <http://dce2.au.dk/pub/TR122.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 nr. 112. <http://dce2.au.dk/pub/SR112.pdf>

Fayrer-Hosken, R. A., D. Grobler, J. J. Van Altena, H. J. Bertschinger & J. F. Kirkpatrick (2000). Immunocontraception of African elephants. *Nature* 407(6801): 149-149.

Fløjgaard, C., P. B. Pedersen, C. J. Sandom, J.-C. Svenning & R. Ejrnæs (2020). Exploring a natural baseline for large herbivore biomass. *bioRxiv*: 2020.2002.2027.968461.

Galetti, M., M. Moleón, P. Jordano, M. M. Pires, P. R. Guimarães Jr., T. Pape, E. Nichols, D. Hansen, J. M. Olesen, M. Munk, J. S. de Mattos, A. H. Schweiger, N. Owen-Smith, C. N. Johnson, R. J. Marquis & J.-C. Svenning (2018). Ecological and evolutionary legacy of megafauna extinctions. *Biological Reviews* 93(2): 845-862.

Geldmann, J., Manica, A., Burgess, N. D., Coad, L., & Balmford, A. (2019). A global-level assessment of the effectiveness of protected areas at resisting anthropogenic pressures. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(46), 23209-23215.

Gill, J. L., J. W. Williams, S. T. Jackson, K. B. Lininger & G. S. Robinson (2009). Pleistocene Megafaunal Collapse, Novel Plant Communities, and Enhanced Fire Regimes in North America. *Science* 326(5956): 1100-1103.

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. *Soil Science* 179(5): 250-257

Hatton, I. A., K. S. McCann, J. M. Fryxell, T. J. Davies, M. Smerlak, A. R. E. Sinclair & M. Loreau (2015). The predator-prey power law: Biomass scaling across terrestrial and aquatic biomes. *Science* 349(6252).

Institut for Agroøkologi (2014). Kort over landskabselementer 1:100.000. Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet.

Jantke, K, Kuempel, CD, McGowan, J, Chauvenet, ALM, Possingham, HP. Metrics for evaluating representation target achievement in protected area networks. *Divers Distrib.* 2019; 25: 170– 175.

<https://doi.org/10.1111/ddi.12853>

Jędrzejewski, W., K. Schmidt, J. Theuerkauf, B. Jędrzejewska, N. Selva, K. Zub & L. Szymura (2002). Kill rates and predation by wolves on ungulate populations in Białowieża primeval forest (Poland). *Ecology* 83(5): 1341-1356.

Jepson, P., F. Schepers & W. Helmer (2018). Governing with nature: a European perspective on putting rewilding principles into practice. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 373(1761): 20170434.

Johansen, P. H., Ejrnæs, R., Kronvang, B., Olsen, J. V., Præstholm, S., & Schou, J. S. (2018). Pursuing collective impact: a novel indicator-based approach to assessment of shared measurements when planning for multifunctional land consolidation. *Land use policy*, 73, 102-114.

Kystdirektoratet (2017). Højvandsstatistikker 2017. Kystdirektoratet, Miljø- og Fødevareministeriet. <https://kyst.dk/media/80372/hoejvandsstatistikker2017revideret11022019.pdf>

Kystdirektoratet (2020). Vektorlag over kystsikringsanlæg. Kystdirektoratet, Miljø- og Fødevareministeriet.

Levin, G. (2019). Basemap03. Technical documentation of the method for elaboration of a land-use and land-cover map for Denmark. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 86 pp. Technical Report No. 159. <http://dce2.au.dk/pub/TR159.pdf>

Malhi, Y., C. E. Doughty, M. Galetti, F. A. Smith, J.-C. Svenning & J. W. Terborgh (2016). Megafauna and ecosystem function from the Pleistocene to the Anthropocene. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113(4): 838-846.

Okarma, H. (1995). The trophic ecology of wolves and their predatory role in ungulate communities of forest ecosystems in Europe. *Acta theriologica* 40: 335-386.

Ripple, W. J., & Beschta, R. L. (2012). Trophic cascades in Yellowstone: the first 15 years after wolf reintroduction. *Biological Conservation*, 145(1), 205-213.

Pires, M. M., Guimarães, P. R., Galetti, M., & Jordano, P. (2018). Pleistocene megafaunal extinctions and the functional loss of long-distance seed-dispersal services. *Ecography*, 41(1), 153-163.

Sandom, C. J., R. Ejrnæs, M. D. Hansen & J. C. Svenning (2014b). High herbivore density associated with vegetation diversity in interglacial ecosystems. *Proc Natl Acad Sci* 111: 4162-4167.

Sandom, C., S. Faurby, B. Sandel & J.-C. Svenning (2014a). Global late Quaternary megafauna extinctions linked to humans, not climate change. *Proc. R. Soc. B* 281: 20133254.

Skov, F., 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>

SDFE (2020). DHM / Havstigning. Styrelsen for Dataforsyning og Effektivitet.

Zimov, S. A., N. S. Zimov, A. N. Tikhonov & F. S. Chapin (2012). Mammoth steppe: a high-productivity phenomenon. *Quaternary Science Reviews* 57: 26-45.

Bilag

Bilag 1

I dette bilag beskrives hvordan vi har defineret de 5 arealtyper (hhv. våd og tør lysåben natur, våd og tør skov samt ferskvand) som anvendes til beregning af DNI's beskyttelsesindikator.

Som datagrundlag har vi taget udgangspunkt i gis-temaet for beskyttede naturtyper fra Danmarks Miljøportal samt skov- og vandløbstemaet fra GeoDanmark-datasættet.

Som støtte til at opdele skov og til dels lysåben natur i hhv. (forventet) våd og tør, anvender vi laget med potentielle lavbundsarealer, som også anvendes til beregning af DNI's hydrologi-indikator. Dette lag udgør foreningsmængden af det eksisterende lavbundskort (det anvendte gislag svarer til "Wetlands" i Greve et al. 2014) og et ådalskort udarbejdet af Aarhus Universitet som ramme for Potentialekortet for Minivådområder (Børgesen et al. 2020).

Skovbevoksede arealer på et potentielt lavbundsareal blev defineret som 'våd skov' mens øvrig skov blev defineret som 'tør skov'. På tilsvarende måde opdelte vi hederne i en våd og tør del. 'Våd lysåben natur' blev herefter defineret som foreningsmængden af mose, eng, strandeng og våd hede. 'Tør lysåben natur' blev defineret som foreningsmængden af overdrev og tør hede.

Endelig blev ferskvand defineret som foreningsmængden af søerne fra gis-temaet for beskyttede naturtyper, søerne fra GeoDanmark-datasættet samt udvalgte vandløb fra GeoDanmark-datasættet.

Gis-temaer for vandløb udgør en selvstændig udfordring i et projekt som DNI, da forskellige relevante vandløbstemaer varierer betragteligt i geografisk præcision samt i antallet og typen af vandløb, der er omfattet. Til arealtypepekortet og beskyttelsesindikatoren havde vi endvidere behov for at tildele én arealtype til hver af kortets 10x10 meter pixels. De fleste vandløb er betragteligt smallere end 10 meter og derfor valgte vi at tildele ferskvandskategorien til pixels indeholdende §3-beskyttede vandløb, samt vandløb medtaget i vandområdeplanerne (typisk dækkende de større vandløb), mens pixels der krydses af andre vandløb, men som typisk indeholder en større andel af f.eks. mose eller skov, blev tildelt disse terrestriske arealtyper i stedet.

Vandløbstemaet fra GeoDanmark er generelt mere geografisk præcist end både temaet for de beskyttede vandløb og vandplansvandløbene (vandløbstemaet fra Vandområdeplanerne 2021-2027). Når man eksempelvis sammenholder temaet for beskyttede vandløb med et ortofoto er det tydeligt, at vandløbene flere steder er lokaliseret forkert, og at GeoDanmark-vandløbene oftere ligger korrekt. GeoDanmark er derfor mere velegnet til vores brug, men da de digitaliserede segmenter i de tre vandløbstemaer kun til dels har sammenfaldende forløb, var der behov for at udvælge de GeoDanmark-vandløb der svarer til strækningerne i de andre to temaer. Vi forsøgte først at anvende de nyudviklede værktøjer fra Vandløbsreferencen (Kortforsyningen.dk) men fandt dem ikke tilstrækkelige til formålet. I stedet udvalgte vi GeoDanmark vandløb på baggrund af hvor stor en andel af deres forløb, der lå indenfor en 25 meters bufferafstand fra hhv. beskyttede vandløb eller vandplansvandløb.

Vi udvalgte grundlæggende de GeoDanmark segmenter, hvor mindst 60% af segmenternes længde lå indenfor 25 meter bufferen. Det havde til formål at identificere de GeoDanmark-segmenter, der overordnet havde sammenfaldende forløb som f.eks. et beskyttet vandløb, også selvom dele af segmenterne var digitaliseret med slyngninger, der kunne opnå større afstande end 25 meter. For at undgå, at GeoDanmark vandløb (f.eks. korte grøftesegmenter, der udgår mere eller mindre vinkelret fra et hovedvandløb) blev udvalgt, anvendte vi dog den modifikation, at mindst 25 meter af et segment skulle ligge helt indenfor 25 meter bufferen og at mindst 60% af segmentets resterende længde skulle ligge indenfor bufferen. Segmenter på mindre end 25 meters længde blev medtaget hvis de lå fuldt indenfor bufferen. Endeligt fravalgte vi segmenter markeret som rørlagte eller gennemløbende en sø.

Bilag 2

I dette bilag beskrives hvordan vi med udgangspunkt i vandløbstemaet fra GeoDanmark identificerer hhv. formodede grøfter og stærkt slyngede dele af vandløb.

Vandløb har overordentlig stor betydning som levesteder for en lang række arter. Derudover indgår vandløb som en naturlig del af det hydrologiske kredsløb ved at lede regnvand og grundvand mod havet. For at øge vandløbenes dræningseffekt på omkringliggende lavbundsarealer er et stort antal vandløb blevet udrettet og gravet dybere, og der er gravet grøfter som sideløb til naturlige vandløb. Disse grøfter og modificerede vandløb har typisk et forløb, der består af mere eller mindre lige strækninger afbrudt af markante vinkler og knæk. Dette er i modsætning til naturligt mæanderende, terrænnære vandløb, som slynger sig fra side til side. Ud fra vandløbenes forløb kan man derfor til en vis grad vurdere, om de lokalt påvirker hydrologien i omkringliggende arealer på en kontrolleret og unaturlig måde, eller om de indgår i landskabet som en naturlig del af det hydrologiske kredsløb.

Der findes imidlertid ikke et eksisterende datasæt, der opdeler vandløb i modificerede, udrettede dele og naturligt slyngede dele. Vi har derfor taget udgangspunkt i det mest omfattende vandløbstema for Danmark, GeoDanmark datasættet, og har lavet en klassificering af vandløbene som beskrevet nedenfor.

Datasættet indeholder mange vandstrækninger, hvor ikke alle er egentlige vandløb. Det gælder fx nogle voldgrave omkring bygninger uden forbindelse til hverken nærtliggende vandløb eller søer. Derfor har vi startet med at identificere alle vandløbsstrækninger, der, som en del af et større vandløbsnetværk, har forbindelse til havet. Dette arbejde anvendes også i en opdatering af potentialekortet for minivådområder, og er beskrevet i Børgesen m.fl. 2020.

Dernæst gennemgik vi de resterende vandløbsstrækninger og identificerede formodede grøfter og stærkt modificerede strækninger vha. en række karakteristika:

Først tjekkede vi de enkelte segmenters indbyrdes forhold i hver vandløbsstrækning. Vandløbsstrækninger med følgende karakteristika blev markeret som grøft:

- Vinkelforskel over 30 grader mellem to segmenter som har en længde på mindst 16 meter (lange lige strækninger med skarpe vinkler)
- Indeholdende segment på mere end 100 m (meget lange lige strækninger)

- Indeholdende vinkelforskel på mere end 55 grader (meget skarpe vinkler).

Herefter tjekkede vi hele vandløbsstrækninger for grøfte-karakteristika og ikke kun de enkelte segmenters indbyrdes forhold. Vandløbsstrækninger blev markeret som grøft når:

- der kun var ét segment (korte, lige vandløbsstrækninger)
- alle vinkelforskelle mellem segmenterne var under 12 grader (vandløbsstrækninger som er overvejende lige)
- der var færre end 10 segmenter og alle vinkelforskelle var under 20 grader (simple eller forholdsvis korte vandløbsstrækninger, som er mere eller mindre lige).

Der blev dog foretaget følgende undtagelser, så vandløbsstrækninger aldrig blev markeret som grøft når:

- der var mere end 50 segmenter i strækningen og alle indbyrdes vinkelforskelle var under 45 grader (komplekse eller lange vandløbsstrækninger hvor der kan være ret skarpe vinkler)
- der var mere end 100 segmenter i strækningen og alle indbyrdes vinkelforskelle var under 55 grader (meget komplekse eller lange vandløbsstrækninger hvor der kan være temmelig skarpe vinkler)
- der var mere end 150 segmenter i strækningen (ekstremt komplekse eller meget lange vandløbsstrækninger)
- der var mere end 5 indbyrdes vinkelforskelle over 26 grader (vandløbsstrækninger som har mange ret skarpe retningsændringer; grøfter har oftest få).

Til sidst var der tilfælde, hvor grøfter, på trods af ovenstående, ikke blev fundet og derfor blev vandløbsstrækninger altid markeret som grøft uanset ovenstående når:

- over halvdelen af de indbyrdes vinkelforskelle var under 2 grader og strækningens længde var under 2 km (forholdsvis korte og lige vandløbsstrækninger)
- der var færre end 0,1 retningsskift pr meter og strækningens længde var under 2 km (forholdsvis korte og lige vandløbsstrækninger).

De ovenstående kriterier dannede således grundlag for et datasæt over formodede grøfter eller stærkt modificerede vandløbsstrækninger. Det resulterende grøftelag blev til sidst skåret op med 500x500 m gridceller, hvorefter vi opgjorde den samlede længde af grøfter i hver celle. For at lave en mere realistisk overgang mellem grøftetætheden i naboceller lavede vi en interpolering af grøftetætheden vha. metoden "Spline" i Arcgis Pro med weight 0,5, neighbours = 9 og rastercellestørrelse = 10 m (som der generelt bruges i DNI). Baseret på dette lag med samlede grøftelængder i landskabet, er områder med mindre end 200 m grøfter på en 500x500 m skala karakteriseret som havende lav grøftetæthed. Områder med 200-900 m grøfter har moderat grøftetæthed, mens områder med mere end 900 m grøfter har høj grøftetæthed.

De resterende vandløb omfatter både naturligt mæandrede vandløb, og talrige mere eller mindre modificerede strækninger, som ikke er markeret som 'grøftelignende' via kriterierne ovenfor. Vi er imidlertid interesserede i at identificere de vandløb, der fremstår som naturligt mæandrede, og hvor det kan forventes, at de ikke påvirker de naturlige hydrologiske forhold i de omkringliggende arealer negativt. Analyser af vandløbenes slyngningsforhold på større skala forstyrres til en vis grad af digitaliseringen, hvor et vandløbsnetværk består af linje-objekter af meget forskellig længde og kompleksitet sat i forlængelse af hinanden. Fx brydes linjerne altid i vandløbsforgreninger, som repræsenteres af steder hvor 2 eller flere linjeender mødes. Vi har ønsket en mere standardiseret evaluering af vandløbenes slyngningsgrad og har derfor først gennemført en sammensmeltning af vandløbsstrækninger og en efterfølgende opsplitning i strækninger på 1 kilometer, som har dannet udgangspunkt for evaluering af slyngningsgrad.

Sammensmeltningen blev gennemført ved at starte ved vandløbenes udløb i havet og derefter bevæge sig op igennem hvert vandløbssystem. Hver gang en vandløbsstrækning mødte enderne af 1-flere ovenfor liggende strækninger, blev der foretaget sammensmeltning med det vandløb, der havde den mindste vinkel-afvigelse fra det nedenfor liggende hovedforløb. Øvrige segmenter blev opfattet som sidegrene, og proceduren blev aktiveret for hver sidegren. Vi tillod at fritliggende vandløb blev smeltet sammen med rørlagte strækninger når disse var mindre end 50 m, da de typisk repræsenterer forløb under veje. Når de rørlagte strækninger var længere end 50 m blev det efterfølgende fritliggende vandløb i stedet aktiveret som et nyt selvstændigt forløb. Vandløbsstrækninger digitaliseret som gennemløb af søer blev aldrig smeltet sammen med fritliggende vandløb. I stedet blev nye forløb startet op for strækningerne opstrøms søerne.

På denne måde blev vandløbene i hele systemet smeltet sammen til en række hovedforløb, og sidegrene på forskellige niveauer. De resulterende strækninger blev nu klippet op i delstrækninger på 1 km for at kunne beregne slyngning så standardiseret som muligt. I sagens natur var strækningerne sjældent præcist delelige i 1 km stykker. Vi gennemførte derfor opsplitningen med start fra den ene ende, og når der ikke kunne udlægges flere 1 km stykker blev der slutteligt udlagt et 1 km stykke med start fra strækningens anden ende. På denne måde blev alle stykker 1 km, udlagt med delvist overlap. Sidegrene på < 1 km blev vurderet som de var.

For hver delstrækning blev der beregnet følgende slyngningsparametre:

- Sinuøsitet – strækningens længde divideret med afstand mellem strækningens start og slutpunkt.
- Retningsskift - antallet af gange vandløbet slynger sig fra højre til venstre og vice versa
- 45 grader retningsskift – antal gange hvor et retningsskift drejer mindst 45 grader, evt. fordelt på flere på hinanden efterfølgende segmenter.

På baggrund af denne gennemgang af vandløbsstrækningerne, samt en generel evaluering af kortmateriale, karakteriserede vi stærkt slyngede vandløb som strækninger med sinuøsitet på mindst 1,18, mindst fem retningsskift, og mindst tre retningsskift på mindst 45 grader. Dertil kommer kriterierne for ikke at være karakteriseret som grønne.

Bilag 3

Dette bilag supplerer rapportens beskrivelse af implementeringen af græsningsprocessen. Bilaget beskriver data og metoder til opgørelse af:

- 1) Tæthed og diversitet af hortevidt på "den frie vildtbane"
- 2) Tæthed og diversitet af græssere i rewildingprojekter
- 3) Sandsynlig tilstedeværelse af prædation
- 4) Sandsynlig tilstedeværelse af bæver

1. Tæthed af hortevidt på "den frie vildtbane"

For at beregne tætheden skal bestandsstørrelse og udbredelse kendes. Der findes imidlertid ikke fyldestgørende data på udbredelse og antal af hortevidt i Danmark. Her beskriver vi hvordan hhv. antal og udbredelse er estimeret i DNI for arterne krondyr, dådyr, sika og rådyr.

Bestandsstørrelse

For krondyr og dådyr foretager Danmarks jægerforbund via de regionale hortevidtgrupper årligt et estimat af bestanden (Flinterup 2020), mens bestandsstørrelsen for sika og rådyr bygger på skøn fra litteraturen (Asferg m.fl. 2016).

Tabel b.3.1. Nationale bestandsstørrelser af hortevidt (jf. Flinterup 2020 , og Asferg m.fl. 2016)

Art	Population	Årstal
Krondyr	28530	2020
Dådyr	42975	2020
Sika	900	2007
Rådyr	350000	

Udbredelse

Seneste systematiske kortlægning af udbredelsen af danske pattedyr er Dansk Pattedyratlas fra 2007 (Baagøe & Secher 2007). Da flere af de danske hortevidtbestande har været i kraftig vækst siden 2007 suppleres udbredelsen i pattedyratlasset med observationer fra Schweishunderegistret (Observationer fra 2007-2018, Naturstyrelsen 2019), således at tomme atlasruder inddrages, hvis der foreligger observationer af eftersøgte individer.

For at kunne beregne den samlede arealmæssige udbredelse opgøres arealet per celle med arealanvendelseskategorier, der vurderes at være potentielt hortevidthabitat. Arealanvendelsen er kortlagt i Basemap03 (Levin 2019) og hortevidthabitat defineres i denne sammenhæng som alle de i tabel b.3.2 nævnte koder.

Tabel b.3.2. Potentielt hortevidthabitat, arealkategorier fra Basemap03 (Levin 2019).

Kode	Navn
211000	Landbrug, intensivt, midlertidige afgrøder
212000	Landbrug, intensivt, permanente afgrøder
220000	Landbrug, ekstensivt
230000	Landbrug, ikke klassificeret
311000	Skov
312000	Skov, våd
321000	Natur, tør
322000	Natur, våd

Fordeling

Vildtudbyttestatistikken (Christensen m.fl. 2019) kan bruges til at estimere den relative fordeling af bestandene ud fra en antagelse om ligefrem proportionalitet imellem bestandsstørrelsen og afskydning. Vildtudbyttestatistikken opgøres på kommuneniveau, hvilket derfor også er den højeste opløsning tætheden af hjortevildtet kan opgøres på. Bestandsstørrelsen i en given kommune beregnes altså som andelen af jagtudbyttet gange bestandsstørrelsen for Danmark. Åbenlyse afvigelser / fejl i data er renset fra.

Tæthed

Tætheden per kommune kan nu beregnes som bestanden gange individvægten (tabel b.3.3) delt med det samlede areal af hjortevildthabitat inden for artens udbredelse i kommunen.

Tabel b.3.3. Individvægt for græssere.

Græsser	Individvægt	Kilde
Krondyr	100 kg	Jedzejewska m.fl. 1997
Dådyr	50 kg	Jedzejewska m.fl. 1997
Sika	53 kg	Jedzejewska m.fl. 1997
Rådyr	20 kg	Jedzejewska m.fl. 1997
Elg	200 kg	Jedzejewska m.fl. 1997
Vildsvin	80 kg	Jedzejewska m.fl. 1997
Europæisk bison	400 kg	Jedzejewska m.fl. 1997
Vandbøffel	725 kg	Faurby m.fl. 2020
Aberdeen-angus	525 kg	Miljøstyrelsen 2020
Galloway	525 kg	Miljøstyrelsen 2020
Dexter	375 kg	Miljøstyrelsen 2020
Hereford	550 kg	Miljøstyrelsen 2020
Højlandskvæg	500 kg	Miljøstyrelsen 2020
Skovkvæg	700 kg	Miljøstyrelsen 2020
Welsh-black	425 kg	Miljøstyrelsen 2020
Konik	500 kg	Miljøstyrelsen 2020
Exmoor	325 kg	Miljøstyrelsen 2020
Islænder	365 kg	Miljøstyrelsen 2020
Shetlandspony	145 kg	Miljøstyrelsen 2020

2. Tæthed og diversitet af græssere i rewildingprojekter

Nogle arealer i Danmark græsses ekstensivt i forskellige former for rewildingprojekter. Da arealerne i nogle tilfælde ikke modtager landbrugsstøtte, og da informationerne om både sammensætningen af græssere (arter) samt græsningstryk er begrænsede i de tilgængelige data fra landbrugsstøttesystemet har vi for disse arealer baseret opgørelserne for græsningsdensitet og diversitet på data fra Naturzonen (www.naturzonen.dk/oversigt-rewilding-i-danmark, d.7/10-2020) samt i nogle tilfælde personlig kommunikation fra lods ejere. Til beregning af densitet har vi anvendt individvægtene i tabel b.3.3.

3. Sandsynligheden for tilstedeværelsen af prædation

Som beskrevet i rapportens afsnit om græsningsprocessen indgår potentiel prædation af ulv i beregningen af græsningsprocessen. Udbredelsen af ulv er baseret på 10 km kvadrater med sikre fund af ulv jf. Olsen m.fl. 2021.

4 Sandsynlig tilstedeværelse af bæver

Vi har ønsket af inddrage bæver i opgørelsen over græsningsprocessen og har via Naturstyrelsen (personlig kommunikation) indhentet det bedst tilgængelige datasæt over forventede aktive bæverbo. Vi har tildelt udbredelsen af bæver til en 10 meter buffer omkring alle vandløb og søer (fra GeoDanmark-datasættet) i en radius på 500 meter omkring bæverboene. Det har imidlertid ikke været muligt at estimere bestandstætheden af bæver, hvorfor bæver kun udløser diversitetspoint (se beskrivelsen i rapporten) i de områder hvor, hjortebestanden i sig selv berettiger til at der anvendes diversitetspoint.

Referencer

Asferg, Tommy, Preben Clausen, Thomas Kjær Christensen, Thomas Bregnballe, Kevin Kuhlmann Clausen, Morten Elmeros, Anthony David Fox, m.fl. 2016. "Vildtbestande og jagttider i Danmark: Det biologiske grundlag for jagtidsrevisionen 2018," 142.

Baagøe, Hans J., and Jensen Secher Thomas, eds. 2007. Dansk pattedyratlas. Gyldendal A/S.

Christensen, Thomas Kjær, Thorsten S. Balsby, Peter Mikkelsen, and Kavi Møllerup. 2019. "Vildtudbyttestatistik og vingeundersøgelsen for jagtsæsonerne 2017/18 og 2018/19." Notat fra DCE, 14.

Faurby, S., Pedersen, R. Ø., Davis, M., Schowanek, S. D., Jarvie, S., Antonelli, A., & Svenning, J.C. (2020). PHYLACINE 1.2.1: An update to the Phylogenetic Atlas of Mammal Macroecology. doi:10.5281/zenodo.3690867.

Flinterup, Mads. 2020. "Hjortevildtoversigten 2020." Jæger, 2020.

Levin, Gregor. 2019. "Basemap03. Technical documentation of the method for elaboration of a land-use and land-cover map for Denmark." Technical Report, DCE, no. 159: 86. <https://dce.au.dk/udgivelser/tr/nr-150-199/abstracts/no-159-basemap03-technical-documentation-of-the-method-for-elaboration-of-a-land-use-and-land-cover-map-for-denmark/>.

Miljøstyrelsen (2020). Faktaark om Robuste husdyrracer. April 2020.

NST 2019, Personlig meddelelse, Naturstyrelsen Blåvandshug 2019.

Olsen, K., Sunde, P., Vedel-Smith, C., Hansen, M.M. & Thomsen, P.F. 2021. Statusrapport fra den nationale overvågning af ulv (*Canis lupus*) i Danmark – 4. kvartal 2020. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 21 s. – Notat nr. 2021|21. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2021/N2021_21.pdf

UDVIKLING AF EN DANSK NATURINDIKATOR (DNI)

Denne rapport beskriver udviklingen af en dansk naturindikator (DNI), som kan bruges til at synliggøre i hvilket omfang vi har givet plads til biodiversiteten og den vilde natur. Indikatoren bygger videre på biodiversitetskortet, som viser hvilke områder, som har størst betydning for de truede arter. I DNI-projektet har vi desuden kortlagt naturbeskyttelseslovgivningens evne til at beskytte biodiversiteten mod de største trusler. Det har vi gjort ved at konsultere eksperter i biodiversitet og eksperter i naturbeskyttende lovgivning. Endelig har vi kortlagt hvor det er lykkedes at realisere naturlig hydrologi, naturlig kystdynamik og naturlig græsning – tre af de vigtigste naturlige processer i vores økosystemer. I DNI kombinerer vi tilstand, beskyttelse og processer i en samlet dansk naturindikator. For at få en høj DNI-score naturens tilstand være god, naturbeskyttelsen effektiv, og der skal være plads til de naturlige processer. Resultaterne fra projektet præsenteres i rapporten, men først og fremmest vises de på et offentligt tilgængeligt kort, hvor brugerne selv kan vælge et landområde og få beregnet en rapport med diagrammer for dette område.