



# UDREDNING AF ALTERNATIVE DATAKILDER I NOVANA-PROGRAMMETS NATURTYPE- OVERVÅGNING

---

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 458

2021



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI



# UDREDNING AF ALTERNATIVE DATAKILDER I NOVANA-PROGRAMMETS NATURTYPE- OVERVÅGNING

---

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 458

2021

Jesper Erenskjold Moeslund<sup>1</sup>

Bettina Nygaard<sup>1</sup>

Signe Normand<sup>2</sup>

Bjarke Madsen<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Aarhus Universitet, Institut for Ecosystem Science

<sup>2</sup>Aarhus Universitet, Biologisk Institut



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

# Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 458
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Udredning af alternative datakilder i NOVANA-programmets naturtypeovervågning
Forfattere:	Jesper Erenskjold Moeslund <sup>1</sup> , Bettina Nygaard <sup>1</sup> , Signe Normand <sup>2</sup> & Bjarke Madsen <sup>2</sup>
Institution:	<sup>1</sup> Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience & <sup>2</sup> Aarhus Universitet, Biologisk Institut
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	<a href="http://dce.au.dk">http://dce.au.dk</a>
Udgivelsesår:	Oktober 2021
Redaktion afsluttet:	September 2021
Faglig kommentering:	Ane Kirstine Brunbjerg, Geoffrey Brian Groom & Toke Thomas Høye
Kvalitetssikring, DCE:	Jesper Reinholt Fredshavn
Sproglig kvalitetssikring:	Anne Mette Poulsen
Ekstern kommentering:	Miljøstyrelsen. Kommentarerne findes her: <a href="http://dce2.au.dk/pub/komm/SR458_komm.pdf">http://dce2.au.dk/pub/komm/SR458_komm.pdf</a>
Finansiell støtte:	Miljøstyrelsen
Bedes citeret:	Moeslund, J.E., Nygaard, B., Normand, S. & Madsen, B. 2021. Udredning af alternative datakilder i NOVANA-programmets naturtypeovervågning. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 70 s. - Videnskabelig rapport nr. 458 <a href="http://dce2.au.dk/pub/SR458.pdf">http://dce2.au.dk/pub/SR458.pdf</a>
Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse	
Sammenfatning:	Denne rapport rummer en screening af alternative datakilder til de indikatorer, der er i dag anvendes i kortlægning og overvågning af terrestriske habitatnaturtyper i Danmark. I rapporten viser vi, at der findes en række alternative datakilder til både nuværende indikatorer og eventuelt nye indikatorer i kortlægningen og overvågningen. Der findes dog ingen hyldevarer, som uden videre kan drages ind i det arbejde. Vi prioriterer alle omfattede alternative datakilder mht. pris, operationalitet og evidens. Vi vurderer, at der i dag findes enkelte indikatorer, som med relativt lille udviklings- og afprøvningsindsats kan beregnes med udgangspunkt i alternative datakilder (flybåren laserscanning) fremover. Vi vurderer derudover, at der findes et antal alternative datakilder, som på længere sigt formodentlig kan inddrages i kortlægningen og overvågningen
Emneord:	Naturtyper, overvågning, kortlægning, indikatorer, remote sensing, environmental DNA, deep learning, naturtilstand
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	Overdrev med spredte træer og buske ved Høvblege. Foto: Lars Skipper
ISBN:	978-87-7156-622-2
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	70
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som <a href="http://dce2.au.dk/pub/SR458.pdf">http://dce2.au.dk/pub/SR458.pdf</a>

# Indhold

<b>Forord</b>	<b>5</b>
<b>Sammenfatning</b>	<b>6</b>
<b>Summary</b>	<b>8</b>
<b>1 Indledning</b>	<b>10</b>
<b>2 Metoder</b>	<b>11</b>
<b>3 Baggrund</b>	<b>13</b>
3.1 NOVANA-programmets naturtypeovervågning	13
3.2 Generelt om remote sensing	14
3.3 Generelt om andre datakilder	15
<b>4 Alternative datakilder</b>	<b>16</b>
4.1 Remote sensing	16
4.2 Environmental DNA	19
4.3 Passiv akustisk overvågning	20
<b>5 Alternative datakilder til den eksisterende naturtypeovervågning</b>	<b>21</b>
<b>6 Potentielle nye indikatorer i naturtypeovervågningen</b>	<b>41</b>
<b>7 Datakilder med potentielle til indirekte måling af tilstand og indsatsbehov</b>	<b>47</b>
<b>8 Referencer</b>	<b>49</b>
<b>Appendiks 1</b>	<b>69</b>



## **Forord**

Miljøstyrelsen (MST) har hos DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, bestilt en faglig udredning og udpegning af potentielle alternative datakilder til NOVANA-programmets feltbaserede registreringer af den strukturelle tilstand inden for habitatområderne. I dag anvendes registreringerne til at vurdere bevaringsstatus, naturtilstand og forvaltningsbehov i forbindelse med kortlægning og overvågning af de terrestriske naturtyper i Danmark. Nærværende rapport er baseret på et omfattende review af eksisterende fagfællebedømt litteratur og omfatter en systematisk gennemgang af, hvilke alternative datakilder og evt. nye indikatorer der ift. operationalitet og effektivisering er mest nærliggende at inddrage i dette arbejde på den korte og lidt længere bane. Givet den hurtige udvikling af nye teknologier anbefales en løbende evaluering af alternative datakilder, der kan blive centrale på lang sigt.

Rapporten har været til kommentering hos MST, og kommentarer og DCE's respons herpå kan ses i vedlagte kommenteringsark.

## Sammenfatning

Denne rapport rummer en screening af alternative datakilder til de indikatorer, der i dag anvendes i kortlægning og overvågning af terrestiske habitatnaturtyper i Danmark. Vi har gennemgået mere end 1500 studier inden for *remote sensing*, *environmental DNA* og *akustik* og præsenterer, både for de nuværende indikatorer, men også en række nye, de alternative datakilder, der findes og diskuterer mulighederne for deres anvendelse med henblik på at gøre kortlægningen og overvågningen omkostningseffektiv og hvis muligt også bedre.

I rapporten viser vi, at der findes en række alternative datakilder til både nuværende indikatorer og eventuelt nye indikatorer i NOVANA programmets kortlægning og overvågning af terrestiske naturtyper. Der findes dog ingen hyldevarer, som uden videre kan drages ind i det arbejde. Der må derfor påregnes et udviklings- og afprøvningsarbejde, hvis disse alternative datakilder ønskes inddraget i ovennævnte kortlægning og overvågning. Vores screening kan ligge til grund for en prioritering af hvilke nye datakilder, man inddrager først. Navnligt peger vi på, at de nuværende indikatorer "Dækning af træer", "Vedplantedækning over 1 m" og "Lysforhold" (målt med densiometer) med stor sandsynlighed vil kunne erstattes med alternative datakilder med en relativt lille udviklings- og afprøvningsindsats. Derudover anbefaler vi, at man kigger nærmere på alternative datakilder til indikatorerne "Dækning af buske", "Vegetationshøjde", "Skovsøer og øvrige vådområder", "Dværgbuskdækning" og "Bar jord". Datakilderne bag disse indikatorer kan muligvis erstattes af andre, men det vil nok skulle ske på lidt længere sigt, da der vil være et større udviklingsarbejde forbundet hermed. Endelig ser vi muligheder for, at indikatorerne "Artsrig underskov", "Dækning af vand" og "Dækning af laver" på længere sigt kan erstattes af alternative datakilder.

Vi anbefaler, at man indenfor en overskuelig årrække tager hul på arbejdet med at teste eDNA-metoder i overvågningen, fordi de måske på lang sigt kan være både omkostningseffektive og give bedre data til overvågningen for mange af de indikatorer, der i dag er baseret på plantelister. Særligt den alternative indikator "eDNA-indeks" vil muligvis kunne udgøre en god indikator med et stort informationsniveau om tilstand i naturområder. Omvendt ser vi på kort og mellemlang sigt ingen aktuelle alternative datakilder til den planteliste, man i dag får ved felbesøg, og vi vurderer, at denne planteliste er uundværlig i overvågningen af habitatnaturtyper i Danmark, eftersom den rummer en række essentielle informationer om naturtilstand og -kvalitet og arealernes abiotiske miljø (fx næringsstatus, fugtighed og surhedsgrad). Ud over "eDNA-indekset", vurderer vi at der er et langsigtet potentiale i at arbejde videre med at lave de nye indikatorer "Kystdynamik", "Blomsterressourcer" og "Vandstandsændringer" baseret på alternative datakilder.

Vi vurderer, at brugen af alternative datakilder indenfor de områder, vi peger på, kan bidrage til at udvide den rumlige og tidslige dækning af NOVANA programmet. Dermed kan der opnås en bedre overvågning samt højere objektivitet, fordi menneskelig bias i så fald vil påvirke de pågældende indikatorer i mindre grad end i dag.

## Summary

Here, Danish Centre for Environment and Energy (DCE) report a screening of alternative data sources for the indicators that are used in today's mapping and monitoring of terrestrial NATURA2000 habitats in Denmark. We have digested more than 1500 studies within the scientific fields *remote sensing*, *environmental DNA* and *acoustics*. We present – both for current and for a number of suggested new indicators – alternative data sources and discuss the possibilities of using these to make the aforementioned mapping and monitoring more cost-efficient and if possible, better.

In the report, we present a number of alternative data sources that are relevant for both current and possible new indicators for mapping and monitoring danish habitats at the geographic scale of 5–15 m circular sample sites or polygons delineating the extent of individual habitat types. However, we found no ready-off-the-shelf products which could be included for these purposes right away, and therefore development and testing is needed should authorities wish to include these alternative data sources in mapping and monitoring. Our screening can form the basis for a prioritization of which new data sources it makes the most sense to implement first. Specifically, we suggest that the current indicators "tree cover", "cover of woody species > 1 m" and "light conditions" (measured with a densiometer) could be constructed using alternatives to the field-based data sources used today with a rather small effort. In addition to this, we recommend exploring the possibilities for using alternative data sources for the indicators "shrub cover", "vegetation height", "forest lakes and other forest wetlands", "dwarf shrub cover" and "bare soil". Alternative data sources could be relevant for these indicators but likely further out in future and with a higher development and testing effort. Also, we consider it possible that the indicators "species rich understory in forests", "water cover", and "lichen cover" can be based on alternative data sources in the long run.

We recommend that authorities start testing eDNA methods in assessment of NATURA2000 habitats in not so distant future as these methods potentially gives a plethora of new possibilities that may be both more cost-efficient and could improve the monitoring in the long term for several of the indicators that are currently based on plant species lists. Notably, we suggest a new indicator "eDNA-index" that could form a good indicator conveying a high level of information about the current conservation value in nature areas. On the other hand, in foreseeable future and some years beyond that, we do not see any alternatives to the plant species list that field personnel records today, and we emphasize that this plant species list is crucial for the mapping and monitoring of NATURA2000 habitats in Denmark as it holds essential information about nature condition and -quality and abiotic factors. In addition to the "eDNA-index", we foresee a potential in the long term for creating new indicators of "coastal dynamics", "flower resources", and "water level dynamics" based on alternative data sources.

Finally, we emphasize that using alternative data sources as suggested in the report would likely improve the spatial and temporal coverage of some of the current indicators. In that way, the mapping and monitoring and the objectivity hereof would likely improve as human bias would have a lower effect on the indicators in question than today.

# 1 Indledning

Denne rapport omhandler alternative datakilder til de indikatorer, der i dag anvendes i NOVANA-overvågning og -kortlægning af habitatnaturtyper i Danmark (se novana.au.dk), men omfatter også beskrivelser af nye indikatorer. Rapporten giver et overblik over alternative datakilder på et overordnet niveau og rummer derfor ikke detaljer omkring priser, nødvendige faciliteter og udviklingsbehov. Disse datakilder er i mange tilfælde meget specifikke og skal undersøges grundigt, før de eventuelt inddrages i overvågningen.

I denne rapport findes først en gennemgang af de metoder og termer (kapitel 2) og en beskrivelse af baggrunden for denne rapport (kapitel 3). I kapitel 4 gives et overordnet indblik i de alternative datakilder, der ligger til grund for de indikatorer, der gennemgås i detaljer i kapitlerne 5, 6 og 7. I kapitel 5 gennemgås alternative datakilder til eksisterende indikatorer i overvågningen og kortlægningen af terrestriske naturtyper. Herefter gennemgås mulige nye, konkrete indikatorer baseret på andre datakilder end de feltbaserede, der anvendes i dag (kapitel 6), og mulige nye, mere indirekte indikatorer, der kan være egnede til overvågning af habitatnaturtypernes tilstand og behov for indsatser (kapitel 7).

For hver indikator, der beskrives i denne rapport, angives hvilke nuværende indikatorer disse eventuelt vil kunne erstatte. Under hver beskrivelse af en indikator er det altid det alternativ, som vurderes at være mest nærliggende at overveje, der beskrives først. Til hvert af kapitlerne 5, 6 og 7 findes en oversigtstabell, hvor indikatorerne vurderes ift. pris, operationalitet, evidens og udviklingsbehov. Disse informationer sammenfattes i et prioritetsnummer fra 0 til 3000 efter inspiration fra Failure Modes and Effects Analysis konceptet (FMEA, Dhillon (1992)). Indikatorer med et prioritetsnummer over 2000 er de mest oplagte at inddrage som erstatning for de eksisterende feltbaserede indikatorer, og indikatorer med et prioritetsnummer over 750 har et potentielle, man kan overveje at undersøge nærmere fremover. Indikatorer under 750 vil i mange tilfælde være mindre interessante at gå videre med, fordi de vurderes for dyre, har for stort et udviklingsbehov eller for ringe evidens ift., hvor operationelle de er i skrivende stund. Dog er det relevant at skele til operationalitetsscoren, der kan være høj selvom nogle af de andre scorer er lave, og den samlede prioritetsscore er under 750. Operationalitetsscoren siger noget om, hvor godt vi vurderer, at en alternativ datakilde vil fungere til den nævnte indikator, og i nogle tilfælde er det muligt, at den egenskab er vigtigere end de andre parametre. Generelt vægter prisscoren meget højt, men det er også den, der oftest er mest usikkerhed omkring, og dette bør man derfor have i tankerne, når man læser tabellerne.

I sammenfatningen øverst i rapporten opsummeres og konkluderes, og vi angiver vores anbefalinger til, hvilke alternative datakilder der er mest oplagte at gå videre med – både her og nu og på lidt længere sigt.

## 2 Metoder

Der findes efterhånden tusindvis af studier, der inddrager alternative datakilder som fx remote sensing (indsamling af data på afstand, fx fra satellit), og det har ikke været muligt at inddrage dem alle i denne rapport. Denne rapport baserer sig på en systematisk fremsøgning (se nedenfor) af op imod 3000 studier. Vi har udvalgt den mest relevante litteratur, men der vil være nicher inden for emnet, som vi har vurderet, er mindre relevante, og disse er derfor ikke dækket her.

I rapporten refereres ofte til termen ”alternative datakilder” uden angivelse af den specifikke kontekst. Med denne term menes alternativer til de datakilder, der anvendes i NOVANA-programmet i dag, som typisk indsamles ved feltbesøg.

Til at give et indtryk af, hvor gode de alternative datakilder er til at estimere en given indikator, anvender vi ofte termen ”nøjagtighed”. Der er forskel på termerne nøjagtighed og præcision; nøjagtighed refererer til, hvor tæt en given måling er på målet, mens præcision refererer til, hvor reproducibel en given måling er. Nøjagtighed refererer derfor til, hvor tæt en given måling med en alternativ datakilde er på at repræsentere en af de ønskede indikatorer. Vi bruger konsistent ”nøjagtighed” i hele rapporten. Nøjagtighed estimeres oftest ved sammenligning med referencedata indsamlet i felten eller ud fra billedmateriale. I mange af de refererede studier er nøjagtigheden imidlertid målt på forskellige måder, og derfor er de givne nøjagtigheder i denne rapport ikke nødvendigvis direkte sammenlignelige. Vi har i alle tilfælde forsøgt at finde tal for nøjagtigheder, som dækker ovenstående betydning så godt som muligt. Generelt er dét tal, vi angiver som nøjagtighed, enten  $R^2$ -værdien, en anden form for ”goodness of fit”, eller den klassifikationsnøjagtighed, som forskerne har angivet. Når man læser nøjagtighederne, som angives, er det vigtigt, at man husker på, at mange indikatorer er svære at estimere i felten, også for specialister, og derfor kan man i mange tilfælde ikke forvente 100 % nøjagtighed. Når vi bruger termen *operationalitet* i denne rapport, har vi forsøgt at tage højde herfor, og denne term dækker således over vores vurdering af, hvor god en given alternativ datakilde er i forhold til, hvor gode estimer man kan få med den traditionelle datakilde, feltbesøg.

Vi har generelt taget udgangspunkt i den rumlige skala, som de forskellige indikatorer bruges på i dag. Hvis en indikator i dag anvendes på prøvefeltsniveau (fx 5- eller 15-m cirkler), så har vi forsøgt at screene for alternative datakilder, der også ville kunne fungere på prøvefeltsniveau. Ligeledes har vi som udgangspunkt eftersøgt alternative datakilder, der kan fungere på polygonniveau, hvis det er den skala, de anvendes på i dag. Hvor det er relevant, nævner vi, hvis en alternativ datakilde ikke fungerer optimalt på én skala (fx prøvefeltsniveau), men formentlig vil kunne bruges fornuftigt på en anden skala (fx polygonniveau). De prioritetsstal, der angives i tabellerne for nuværende eller alternative indikatorer (se forklaring nedenfor), tager udgangspunkt i den rumlige skala, som den givne indikator anvendes (eller ville anvendes) på i dag.

Fordi der er så meget litteratur, er det vigtigt at være systematisk og præcis i fremsøgningen af denne. Derfor har vi opdelt litteratursøgningen i to trin: En overordnet søgning og et stort antal supplerende søninger, som sikrer, at al væsentlig litteratur er med. Vi har brugt Web of Science (isiknowledge.com), som er den førende og mest anvendte søgemaskine til fagfællebedømt videnskabelig litteratur. Til den første overordnede søgning har vi brugt pakken *litsearchR* til statistikprogrammet R (<https://elizagrames.github.io/litsearchr/>). Denne pakke understøtter systematisk litteratursøgning og sikrer gennem en række trin, at man får alle relevante søgetermer med. Man starter med en ret specifik søgning. Herefter importerer man søgeresultaterne med *litsearchR*, som så gennemgår titler og abstracts og herefter foreslår en lang række ekstra søgeord baseret på, hvor ofte de forekommer. I denne proces definerer man en lang række såkaldte stop-words, som er helt almindelige ord, som man ikke vil søge på, og disse ekskluderer. Til sidst gennemgår man alle søgetermer for at ekskludere dem, der ikke er relevante og meningsfyldte. Efter denne proces var vores endelige søgestreng: ("biodiversity conservation" OR "biodiversity indicator" OR "biodiversity monitoring" OR "conservation status" OR "ecological quality" OR "ecological status" OR "endangered species" OR "habitat monitoring" OR "habitat quality" OR "habitats directive" OR "human disturbance" OR "natura 2000" OR "biodiversity assessment" OR "ecological assessment" OR "ecological index" OR "surface ecological status" OR "indicator species") AND ("airborne lidar" OR "dna metabarcoding" OR "environmental dna" OR "geographic information" OR "light detection" OR "remote sensing" OR "airborne laser" OR "aperture radar" OR "difference vegetation index" OR "hyperspectral imagery" OR "laser scanner" OR "laser scanning" OR "multispectral imagery" OR "normalized difference vegetation index" OR "remotely sensed" OR "satellite imagery" OR "satellite images" OR "satellite remote" OR "spectral mixture" OR "synthetic aperture radar" OR "unmanned aerial" OR edna OR e-dna). Vi ekskluderede resultater med "corona" eller "covid" i titlen. Denne søgning gav 2721 resultater. Af dem gennemgik vi titler eller abstracts for de 1000 første resultater sorteret efter dato og de 500 første sorteret efter relevans og udvalgte alle relevante studier som baggrund for denne rapport. På denne måde sikrede vi både at dække de sidste nye studier og den mest relevante litteratur. I trin to af vores søgning lavede vi en række supplerende litteratursøgninger for at være helt sikre på at få al relevant litteratur med. Søgetermerne til disse findes i appendiks 1.

## **3 Baggrund**

### **3.1 NOVANA-programmets naturtypeovervågning**

NOVANA-programmets overvågning af de 44 terrestriske naturtyper på habitatdirektivets bilag I omfatter blandt andet en fladedækkende kortlægning inden for habitatområderne og en stikprøvebaseret kontrolovervågning i faste prøvelægninger.

#### **3.1.1 Kortlægningen af habitatnaturtyper**

NOVANA-programmets naturtypekortlægning er en fladedækkende kortlægning inden for habitatområderne af de 34 lysåbne terrestriske naturtyper og de 10 skovtyper i habitatdirektivets bilag I (læs mere her: <https://novana.au.dk/naturtyper/kortlaegning/>). Kortlægningen har ophæng i miljømålsloven og danner grundlag for Natura 2000-planlægningen og forvaltningsindsatserne i habitatområderne.

Som en del af kortlægningen afgrænses og identificeres alle forekomster med habitatnatur inden for habitatområderne, og med udgangspunkt i vegetationens artssammensætning og de strukturelle forhold identificeres habitatnaturtyperne efter ”Nøgle til bestemmelse af habitatdirektivets naturtyper” og ”Beskrivelser af habitatdirektivets naturtyper”. I det afgrænsede areal med en habitatnaturtype registreres udbredelse og dækning af en række indikatorer, der afspejler vegetationens struktur og påvirkningsfaktorer. Dette gælder eksempelvis dækningen af bar jord, mosser, laver og vedplanter, græs- og urtevegetationens højde, forekomsten af invasive plantearter, omfanget af græsning/høslæt, tilstedevarelsen af en række naturtypekarakteristiske strukturer (som store sten på overdrev, loer og saltpander på strandenge og mosrige partier i rigkær), tegn på landbrugsmæssige påvirkninger og modifikationer af hydrologi og kystdynamik. Hver strukturindikator opgøres i en række kategorier, og i felten angives den kategori, der beskriver arealets tilstand bedst muligt. Eksempelvis opgives dækningsgraden af en given indikator i intervaller og ikke som præcise procentdele. Strukturindikatorerne indgår i beregningerne af et strukturindeks for hvert kortlagt areal. Strukturtilstanden giver en indikation på omfanget af negative påvirkninger såsom tilgroning, næringsbelastning eller afvanding og dermed også på behovet for en indsats. En forværring i strukturindekset over tid kræver en akut indsats for ikke at forværre levevilkårene for biodiversiteten.

Inden for hvert afgrænsede areal med en habitatnaturtype udlægges én dokumentationscirkel med en radius på 5 meter, inden for hvilken der indsamles en komplet planteartsliste. Dokumentationscirklen skal beskrive det biologiske potentiale på arealet og dokumentere den angivne habitatnaturtype og udlægges derfor i et homogent område og så vidt muligt i den bedst udviklede og mindst påvirkede del af det kortlagte areal. Artslisten fra dokumentationscirklen indgår i beregningerne af et artsindeks for hvert kortlagte areal. Artstilstanden giver en indikation på, om naturtypens tilknyttede plantearter har formået

at kolonisere området og overleve. Det afspejler derfor også den historiske udvikling. Der vil ofte være en forsinkelse i artsindholdets respons på ændrede muligheder, både i positiv og negativ retning.

Indikatorerne anvendes til at beregne en naturtilstand på en skala fra 0 til 1, opdelt i fem tilstandsklasser fra dårlig, ringe, moderat, god og høj naturtilstand. Naturtilstanden er en sammenvejning af naturtypernes struktur- og artstilstand (læs mere her: <https://novana.au.dk/naturtyper/kortlaegning/naturtilstand/>).

Kortlægningsmetoden er en omkostningseffektiv og robust metode, men dermed også en relativ grov metode. Vurderinger af det enkelte areals udvikling over tid er påvirket af kortlægningstidspunktet og den enkelte inventør, og vurderinger over tid på habitatområde- eller nationalt niveau er påvirket af metodeændringer og omfanget af kortlægningen.

### 3.1.2 Kontrolovervågningen

For de 44 terrestriske naturtyper på habitatdirektivets bilag I foretages en stikprøvebaseret overvågning i faste prøvefelter fordelt på mere end 2.800 overvågningsstationer. I hvert prøvefelt foretages en systematisk registrering af plantearernes forekomst (gælder fx strandenge, overdrev og kalkrige moser) eller dækningsgrader ved pinpoint-analyser (gælder fx klitter, heder og sure moser) i en central ramme på  $0,5 \times 0,5$  m. I en cirkel med en radius på 5 m eller 15 m (skov) registreres naturtypen og indikatorer for vegetationens struktur og artssammensætning, fx vegetationens højde, dækningen af dværgbuske, vedplanter, mosser, laver, blank vand og bar jord. I 5-m cirklen indsamlles også jord-, vand og planteprover til laboratorieanalyser af surhedsgrad og indhold af næringsstoffer. I 15-m cirklen i skov indsamlles blandt andet information om dødt ved samt artssammensætning og diameter i brysthøjde (DBH) af store træer. De indsamlede overvågningsdata om sættes efterfølgende til en række indikatorer for naturtypernes tilstand og udvikling, der blandt andet anvendes til vurderinger af bevaringsstatus (læs mere her: <https://novana.au.dk/naturtyper/kontrolovervaagning/>).

## 3.2 Generelt om remote sensing

De præcise og finskalerede opmålinger, som udføres ved traditionelle feltobservationer, er vigtige for vores forståelse af naturområders udvikling. Dog er mange af målingerne tidskrævende og dermed omkostningstunge og kan kun relateres til et enkelt punkt eller mindre flader i landskabet på et givet tidspunkt (Pettorelli et al. 2005; Zahawi et al. 2015). I dynamiske økosystemer fluktuerer de naturlige elementer gennem tid og rum, og for at kunne overvåge naturlige landskaber er det i nogle tilfælde vigtigt med stor arealmæssig dækning samt tidslig op løsning. Udviklingen af remote sensing-teknikker har inden for nogle områder vist sig at have et uforløst potentiale i denne sammenhæng. Remote sensing som datakilde til overvågning og kortlægning af natur og biodiversitet er dog stadig i sin barndom, og der findes endnu ikke standardmetoder på trods af, at man længe har talt om vigtigheden

heraf (Vanden Borre et al. 2011). På den anden side er forskning i anvendelse af remote sensing i rivende udvikling, og hvor man for 10 år siden stort set kun så studier med simpel anvendelse og data i grov opløsning (Liu et al. 2008; Pettorelli et al. 2011), begynder der nu at komme eksempler på anvendelsen af remote sensing på fin rumlig skala med detaljerede informationer om konkrete arters forekomster og lokale naturarealers biologiske og strukturelle tilstand og diversitet (se kapitlerne 5, 6 og 7). Der publiceres også flere og flere studier, hvor man udnytter forskellige datakilder samtidigt til at forbedre disse datatas udsagnskraft om naturen (Schulte to Bühne and Pettorelli 2018). En af de helt store udfordringer i anvendelsen af remote sensing er, at det ofte kræver dyb teknisk viden om håndtering af store mængder data, atmosfæresekemi, dataformater, biofysik og matematik, hvilket sjældent findes hos forvaltere og forskere, der beskæftiger sig med arter og deres levesteder (Pettorelli et al. 2016). I dag findes mange studier, som i en eller anden grad lover mere, end de kan holde; ofte loves, at resultaterne kan bruges til naturovervågning eller ligefrem til at indberette bevaringsstatus til EU, men når man kigger dem efter, er det sjældent tilfældet, hvilket hænger sammen med følgende forhold:

1. at der anvendes black-box-metoder, hvor man ikke får viden om, hvad der skal til for at forbedre eller forværre tilstanden i et givet område,
2. at man har ikke testet om, eller i hvor høj grad (nøjagtighed), den alternative datakilde rent faktisk måler det, der påstås (fx Requena-Mullor et al. (2018)), samt transferabilitet og dermed, i hvilken grad metoden kan måle ændringer over tid,
3. at resultaterne er på for grov en skala til, at man reelt kan bruge dem i forvaltning og overvågning
4. eller at de kun dækker simple habitattyper, fx alpine områder, meget tørre habitateter eller det akvatiske eller marine miljø (Feld et al. (2009); Petrou et al. (2015) og adskillige eksempler i Murray et al. (2018)).

### **3.3 Generelt om andre datakilder**

Over de senere år er environmental DNA (eDNA) blevet udbredt (se afsnit 5.2 "Environmental DNA"). Udviklingen af denne teknologi går meget hurtigt, og nylige fremskridt samt forventede fremskridt i nærfremtid gør data fra denne teknologi interessante at overveje i naturovervågningen. Derudover har bioakustik og økoakustik (se afsnit 4.3 "Passiv akustisk overvågning") inden for de seneste 10 år vundet indpas inden for naturovervågning, og kan måske i fremtiden byde på omkostningseffektive datakilder (Gibb et al. 2019). Bioakustik anvendes allerede i dag inden for overvågning af flagermus i NOVANA arts-overvågningen, men med den nyeste forskning udvikles teknologien til en mere bred overvågning af biodiversitet.

## 4 Alternative datakilder

I dette afsnit gives et overordnet indblik i de alternative datakilder, der er inddraget i denne rapport, herunder generelle udfordringer ved at anvende dem i naturovervågningen. Specifikke udfordringer er angivet under hver indikator i beskrivelserne i kapitlerne 5, 6 og 7.

### 4.1 Remote sensing

#### 4.1.1 Platforme og dataopløsning

Remote sensing-data fra passive sensorer bliver ofte optaget fra luftbårne platforme som fx fly og droner eller fra rummet ved brug af satellitter, men kan også optages med håndholdte enheder. Der kan under selve dataindsamlingen være særige forhold grundet fx vejr og atmosfære, som skaber et behov for efterjustering af data. Et markant skydække kan være en stor udfordring for at opnå satellitbilleder af tilstrækkelig kvalitet. For satellitdata er der desuden et behov for at korrigere for den spredning og absorption af lyset, der sker gennem atmosfæren på rejsen til og fra objekter på Jorden (atmosfærisk korrektion). De vejrmæssige udfordringer kan reduceres ved at benytte fleksible platforme som droner, der kan planlægges fra dag til dag. De vejrmæssige forstyrrelser øges med flyvehøjden, særligt når denne overstiger højden for skydækket.

Ud over ovennævnte fleksibilitet adskiller de typiske platforme (droner, fly, satellitter) sig fra hinanden ved deres forskellige muligheder inden for flyvehøjde, som er afgørende for rumlig og spektral opløsning og arealmæssig dækning (Toth and Józków 2016). Ved anvendelse af satellitdata kan man for visse produkter opnå næsten global dækning og en opdateringsfrekvens på 7–30 dage. Satellitdata har generelt en grovkornet rumlig opløsning, typisk 10–500 m for de mest gængse produkter. Den rumlige opløsning af satellitdata er dog de seneste år blevet forbedret væsentligt, og der findes i dag private selskaber, der kan levere data i en opløsning ned til 0,5 m. Data fra fly opdateres normalt ikke så ofte og dækker typisk kun regionalt, som fx det årlige ortofoto af Danmark, som stilles til rådighed af GeoDanmark. Her er den rumlige opløsning til gengæld høj (12,5 cm for GeoDanmark ortofotos) pga. den lavere flyvehøjde sammenlignet med satellitter. Med den seneste udvikling af dronebaseret remote sensing har den rumlige opløsning af data bevæget sig ned på millimeterskala (Murfitt et al. 2017), men en opløsning på 1–10 cm er typisk opnåeligt over områder af en operationel størrelse for naturovervågning (flere hektar, Toth and Józków (2016)). Droner kan typisk dække enkelt-lokaliteter eller mindre landskaber. Dette skyldes dog mest af alt lovmæssige barrierer frem for tekniske udfordringer, og der foregår allerede forsøg med langtrækende droneflyvninger i Grønland (Jouvet et al. 2019). Vi forventer derfor, at der i fremtiden vil være bedre muligheder for at dække større arealer end hidtil.

#### 4.1.2 Passiv remote sensing

Ofte er remote sensing baseret på observationer fra passive sensorer, der eksempelvis omfatter kameraenheder kendt fra vores dagligdag. Kameraet mäter de elektromagnetiske stråler, der reflekteres fra målte objekters overflade og udsender således ikke selv aktivt et signal, som reflekteres og måles (se 4.1.3 "Aktiv remote sensing"). Remote sensing bliver af de fleste forbundet med multi- eller hyperspektrale data; data, som typisk er optaget fra satellitter af en passiv sensor, der optager de elektromagnetiske stråler, som objekters overflader reflekterer fra Solen. Mange kalder disse data for *satellitbilleder*. I dag optages denne type data imidlertid også fra bl.a. droner og fly, men som regel i finere rumlig oplosning. Derfor giver det god mening at omtale multi- og hyperspektrale billeddata samlet, uanset hvilken platform de er optaget fra. Disse data består af en række spektrale "bånd" (dvs. afgrænsede bølgelængdeintervaller af elektromagnetisk stråling, både synlige og usynlige for det menneskelige øje) og repræsenterer således en lang række egenskaber ved forskellige objekter i landskabet, som reflekterer elektromagnetisk stråling i forskellige bølgelængder. Som regel er mindst tre bånd repræsenteret (rødt, grønt og blåt lys, kendt som RGB-billeder), og så længe der kun er forholdsvis få bånd (< ca. 15), kalder man data for multispektrale data.

Findes der mange bånd, betegner man data som hyperspektrale, og man ser tit, at folk omtaler disse data som havende høj spektral oplosning, fordi mange bånd ofte medfører meget smalle bånd, altså mindre bølgelængdeintervaller. Udover den spektrale oplosning, er det vigtigt, hvor stor en andel af det elektromagnetiske spektrum der opfanges af sensorerne. Hvor nogle sensorer kun opfanger lys i det synlige spektrum, opfanger andre lys i det ultraviolette eller forskellige dele af det infrarøde spektrum. Især det infrarøde spektrum har betydning for, i hvor høj grad remote sensing-data kan bruges til at måle variation i miljøforhold (fx vand og næring) samt artssammensætning. Jo større en del af det elektromagnetiske spektrum, der opfanges, jo nemmere er det at måle variationen.

Hyperspektrale data har ofte flere hundrede bånd (Mücher et al. 2013), og typisk dækker disse data også en større del af det elektromagnetiske spektrum. Der er meget stor forskel på både den rumlige og den spektrale oplosning; data fra moderne satellitter, fx Sentinel-2 ([https://www.esa.int/Applications/Observing\\_the\\_Earth/Copernicus/Sentinel-2](https://www.esa.int/Applications/Observing_the_Earth/Copernicus/Sentinel-2)), har en rumlig oplosning på 10–30 m og som regel 10–15 spektrale bånd, data fra fly er ofte hyperspektrale med relativt høj oplosning, mens data fra droner som regel er RGB eller multispektrale (det er dog muligt at optage hyperspektrale data med > 35 bånd) og i meget fin oplosning (< 1 m). Satellitbaserede data fra de store offentlige institutioner, fx European Space Agency (Sentinel-1, -2) og NASA, er som regel gratis at anvende. Desuden har en række private selskaber satellitter i omkreds om Jorden, og fælles for disse er, at de ofte leverer data i højere rumlig oplosning (0,5–5 m), men ikke altid dækker hele Jorden, og det er temmelig kostbart at købe data, som ofte købes for en given tidsperiode. Satellitter er konstant i kredsløb om Jorden og sender data ned hele tiden. Det betyder, at data fra satellitter optager data fra fx Danmark mange gange om året (ca. hver 5.–12. dag). Data fra

droner giver mulighed for høj tidslig og rumlig oplosning (sub-centimeter), da overflyvningerne kan tilpasses formålet. Generelt er drone-data dyrere end offentligt tilgængeligt satellitdata, da de oftest skal optages og indkøbes til formålet. Dronedata vurderes dog i nogle tilfælde at være billigere på landskabsskala end fladedækkende felt-inventering, da de kan indsamles hurtigt over relativt store og uvejsomme områder.

#### 4.1.3 Aktiv remote sensing

Aktiv remote sensing dækker teknologier, hvor teknikken består af både en signalsender og en signalmodtager. Til forskel fra passiv remote sensing udsender teknikken her sit eget signal, som typisk reflekteres af de overflader, signalet rammer, og disse refleksioner modtages igen af signalmodtageren og danner grund for de resulterende data.

##### Lidar

Lidar hører til aktiv remote sensing ligesom SAR (se "Synthetic Aperture Radar (SAR)"). Fra lidar-enheten udsendes en laserpuls, som rammer en eller flere overflader, der i større eller mindre grad reflekterer laserlyset. En sensor registrerer disse refleksioner og mäter tiden fra pulsudsendelse til refleksionsmodtagelse. Denne tid er proportional med afstanden mellem lidar-enheten og den overflade, som lyset ramte, og det princip bruger man i moderne lidar-teknologi til at skabe 3D-punktskyer af fx et landskab ved at overflyve det med et fly med en lidar-enhed ombord. Typisk vil en lidar-sensor på en platform i bevægelse (fx et fly) skanne overfladen, ved at laserpulser kontinuerligt sendes ud i et mønster, så større landområder dækkes. Man ser også betegnelsen "3D laser scanning" brugt om metoden. Laserpulsen rammer et vist overfladeareal, et såkaldt footprint, som regel i størrelsesordenen 1–2 m i diameter. Det betyder, at laserpulsen ofte rammer flere overflader, fx dele af et træ og jordoverfladen, og dermed skabes flere refleksioner (ofte kaldet *ekkoer*), som opfanges af signalmodtageren i lidar-enheten på flyet. Hermed kender man afstanden til både jordoverfladen og de enkelte dele af træet og kan således konstruere et antal punkter, der repræsenterer disse. Moderne lidar-enheder kan håndtere flere pulser i luften på én gang og kan operere med i størrelsesordenen en million pulser i sekundet og dermed skabe et utrolig detaljeret 3D-billede (punktsky) af landskabet. Med nyere enheder kan man også vælge, at refleksionerne ikke omsættes til punkter, men at hele den returnerede pulsølgje gemmes (full wave-form). Hermed får man endnu mere information, men det kræver meget stor lagerkapacitet og regnekraft at håndtere disse data, og standardfilformater er stadig under udvikling. De fleste mener, at lidar er en forkortelse for *light detection and ranging*, ligesom radar er en forkortelse for *radio detection and ranging*, men i nogle af de første tekster, der beskriver metoden, er det faktisk en forkortelse for *light radar* (Ring 1963).

Lidar-genererede data findes frit tilgængelig for Danmark i en detaljningsgrad, så man for de fleste områder kan lave datalag i ca. 0,5 m oplosning. Der findes to landsdækkende punktskyer for Danmark (2006–2007 og 2014–2015). For nuværende opdateres punktskyen ca. hvert femte år, men data friges løbende hvert år for de dele af landet, der er klar. Vi forventer, at denne opdatering fortsætter fremover, men

man vil givetvis justere indsamlingshyppigheden, datakvaliteten m.m. løbende efter behov. Data indsamles kun uden for vækstsæsonen. Analyse af lidar-data og ekstraktion af indikatorer fra lidar-punktskyer kræver, som for spektrale satellitdata, stor teknisk kunnen.

#### Synthetic Aperture Radar (SAR)

Ligesom lidar (se ” Lidar”) er radar en aktiv remote sensing-teknik, hvor der udsendes elektromagnetiske bølger (mikrobølger), som reflekteres af de overflader, de rammer, og disse refleksioner (kaldet backscatter) registreres efterfølgende af en signalmodtager. Inden for remote sensing anvendes typisk den radarform, som hedder Synthetic Aperture Radar (SAR), som tillader en finere oplosning end traditionel radarteknologi, som fx bruges til navigation. Radar er typisk monteret på satellitter, fx den Europæiske Sentinel-1 (<https://sentinel.esa.int/web/sentinel/missions/sentinel-1>). De store fordele ved satellitbåren radar er, at det dækker meget store områder og ikke påvirkes af skydække og belysning (så det fungerer både nat og dag), og ofte er data frit tilgængelige. SAR-data findes i oplosninger, som i nogle tilfælde kan være relevante for naturovervågning, især på polygonniveau – men næppe på prøvefeltsniveau. Sentinel-1 data findes fx i nogle tilfælde ned til 5 m oplosning (*Strip Map-* og *Wave-*producenterne), men kan have op til 40 m oplosning. Data i finere oplosning fra kommercielle satellitter, som måske vil kunne forbedre anvendelsen af SAR til overvågning, koster i størrelsesordenen €140/km<sup>2</sup> (Betbeder et al. 2015). Den største ulempe ved radar er, at det er komplikerede data at håndtere rigtigt, og der er generelt ikke ret megen evidens for og international erfaring med brugen af radar til naturovervågning.

## 4.2 Environmental DNA

Environmental DNA- (eDNA) metoder beror på prøver af typisk jord, vand (vandløb, sør, hav) eller organismer, hvorfra DNA ekstraheres, og bestemte DNA barcode-regioner amplificeres og sekvenseres i en proces, som kaldes metabarcoding. Herefter kommer en bioinformatsk bearbejdning af data, hvor fejl fjernes, sekvenser filtreres og sorteres, og DNA-sekvenser i prøven knyttes til arter via referencedatabaser (Holdaway et al. 2017; Thomsen and Willerslev 2015). Ikke alle arter findes i disse referencedatabaser, men efterhånden findes en stor del af dem, og der kommer løbende flere til (Andersen and Therkildsen (2020); Morinière et al. (2019); Thomsen and Willerslev (2015); Wang et al. (2019); Winding et al. (2019), og se i øvrigt <https://dnamark.ku.dk/>). Metoden kræver feltbesøg for at indsamle egnede prøver, men prøvetagningen kan måske foretages af mindre specialiseret personale end i dag, og tager muligvis heller ikke lige så lang tid som traditionelle feltregistreringer af arter. Til gengæld vil der være udgifter til opbevaring, transport og sekvensering af prøverne (Creer et al. 2016; Liu et al. 2020b). Sidstnævnte udgift falder støt hele tiden, og er nu ved at være nede i et leje, hvor det godt kan give mening med en nærmere undersøgelse af omkostningseffektivitet. En tungtvejende fordel ved eDNA er, at man får information om både flora, fauna og funga, og man får disse informationer i en højere taksonomisk oplosning end med traditionelle feltbaserede metoder (Deiner et al. 2017; Holdaway et al. 2017). Derudover kan eDNA give information om arter, der kan være svære at finde under normale omstændigheder, fx

uanselige arter eller arter, der kun er synlige en del af året (Beng and Corlett 2020; Lopes et al. 2020).

En ulempe ved eDNA er, at man nemt får kontamineret sine prøver med DNA, som ikke ”burde” være der (Beng and Corlett 2020; Liu et al. 2020b; Thomsen and Willerslev 2015), eksempelvis i laboratoriet, eller ved at fx sporer og frø fra planter og svampe, som reelt ikke lever, hvor prøven blev taget, alligevel kommer med i prøven. Det kan give en vis usikkerhed, som man er nødt til at håndtere og muligvis må kontrollere med feltbesøg (Leese et al. 2021). To af de største udfordringer ved brugen af eDNA i overvågningsøjemed er, at man ikke kan være sikker på, hvilket tidsinterval prøven repræsenterer, da eDNA kan lagres i jorden i flere årtier, samt at der endnu ikke er udviklet gode metoder til at sige noget om abundansen af de forskellige arter (Beng and Corlett 2020; Deiner et al. 2017; Elbrecht and Leese 2015; Fernandes et al. 2018; Holdaway et al. 2017; Wang et al. 2019), og dette er afgørende for at kunne følge naturens udvikling. En anden udfordring er, at DNA nedbrydes naturligt, og nedbrydningsraten og dermed tilstedeværelsen af DNA varierer med fx temperatur, mikrobiel aktivitet og pH. Koncentrationen af DNA er derfor ikke konstant i et givet område, selvom arternes tilstedeværelse er (Beng and Corlett 2020). Flere studier viser, at det er overordentligt vigtigt at udarbejde prøvetagningsprocedurer og laboratorieprotokoller meget nøje (Elbrecht et al. 2017; Erickson et al. 2019; van der Heyde et al. 2020).

#### 4.3 Passiv akustisk overvågning

Princippet i passiv akustisk overvågning (*passive acoustic monitoring*, PAM) er, at der opsættes en eller flere mikrofoner, som fanger de lyde, der afgives af fx fugle, insekter, paddere, pattedyr mv. i et givet område, og på denne baggrund forsøger man at estimere den samlede biodiversitet (Eldridge et al. 2018; Gottesman et al. 2021; Merchant et al. 2015). Aktuelt arbejdes der på at udvikle gode akustiske indekser, der kan repræsentere biodiversitet (Gibb et al. 2019), og der foregår også forskning i, hvordan og hvornår man bedst opfanger relevante lyde (Metcalf et al. 2021). Vi vurderer, at udviklingen inden for generel akustisk overvågning af biodiversitet endnu ikke har nået et operationelt niveau, hvor det reelt giver mening at overveje at medtage passiv akustisk overvågning i habitatovervågningen. Derfor er metoden ikke behandlet yderligere i denne rapport.

## **5 Alternative datakilder til den eksisterende naturtypeovervågning**

I det følgende gennemgås alternative datakilder til de nuværende indikatorer i NOVANA-programmets naturtypeovervågning, dvs. både i kortlægningen og kontrol overvågningen (se afsnit 3.1 "NOVANA-programmets naturtypeovervågning"). Disse opsummeres i Tabel 1, som findes som findes i elektronisk bilag (tabeltekst findes i særligt faneblad i bilaget) ([http://dce2.au.dk/pub/SR458\\_App2.xlsx](http://dce2.au.dk/pub/SR458_App2.xlsx)).

### **5.1.1 Artsindeks**

Denne indikator beregnes med udgangspunkt i en planteliste indsamlet i en 5-m cirkel. Hver planteart er tildelt en artsscore fra -1 til 7, og disse scorer sammenfattes til et artsindeks (Fredshavn and Ejrnæs 2007), der afspejler, hvor høj naturværdien er på det givne sted. I dag udgør traditionel, feltbaseret vegetationsinventering datakilden til plantelisten, men eDNA-baserede metoder kan måske fungere som alternativ datakilde på lang sigt (se afsnit 4.2 "Environmetal DNA"). eDNA vil formentlig kunne give den fornødne planteliste til beregning af plantetal (Edwards et al. 2018), og selvom en eDNA-tilgang også kræver feltbesøg, vil tidsforbruget muligvis være mindre. Der er evidens for, at eDNA metabarcoding kan bruges til at identificere selv ganske små forskelle i artssammensætningen mellem plots, når det angår biller (Liu et al. 2020a). Det har vi også en forventning om, er tilfældet for planter.

Metoden kræver dog meget udvikling, før den kan blive operationel. Det er blandt andet vigtigt at undersøge, om eDNA kan bruges til at detektere ændringer i arters forekomst inden for 5-års intervaller, som der er behov for i overvågningssammenhæng, og hvilken rumlig og tidsmæssig skala eDNA repræsenterer, både i fht. det aktuelle potentielle på arealet, og en mere repræsentativ beskrivelse. Det er også vigtigt at sikre en ensartet prøvetagning (Beng and Corlett 2020) af relevante substrater (van der Heyde et al. 2020), som inkluderer plantemateriale fra alle de arter, der findes i prøvefeltet. Det kan formentlig både gøres ved indsamling af førne eller afklipning af friske skud, og metoden vil sandsynligvis afhænge af, om man også ønsker at indsamle DNA fra andre artsgrupper end planter (se afsnit 6.1.1 "eDNA-indeks"). På sigt kan indsamlingen af prøver formentlig automatiseres, i hvert fald delvist; fx findes der allerede værktøjer til droner, som kan indsamle over 250 vegetationsprøver fra trækroner på 6 minutter (Charron et al. 2020). Der vil være de ulemper, der nævnes i afsnit 4.2, som man bliver nødt til at håndtere. Heraf er den største, at man ikke kan indsamle informationer om arternes abundans, og det er essentielt for at kunne overvåge naturtilstanden. Vi vurderer generelt, at det giver god mening at gå videre med at tilpasse eDNA-metoder til NOVANA-overvågningen på længere sigt, idet disse formodentlig har et potentiale og måske samtidigt kan medføre lavere omkostninger.

Alternativ indikator: eDNA-indeks (afsnit 6.1.1)

### **5.1.2 Abundans af plantearter**

I dag estimeres abundansen af hver planteart i NOVANA-programmets kontrollovervågning af terrestriske naturtyper ved pinpoint-metoden for hvert plot for naturtyperne i kystklitter, indlandsklitter, heder og sure moser. Vi er ikke bekendt med eksempler på alternative kilder til estimering af abundans af plantearter på denne rumlige skala. Dette skyldes blandt andet, at vegetationen er lagdelt, og at kun arter, der indgår i kronedækket, kan identificeres. Nogle plantearter med store ræmter kan godt kortlægges med fx remote sensing (se 5.1.30 "Invasive arter"), men der vil være rigtig mange arter, hvor det ikke er tilfældet. Også med eDNA er det en rigtig svær opgave, der ifølge de litteraturstudier, vi har gennemgået i denne udredning, endnu ikke findes løsninger på (se afsnit 4.2 "Environmental DNA"). De største udfordringer med at estimere abundans af plantearter med andre kilder end traditionel feltinventering er, (1) at mange planter er relativt små og ikke en del af kronelaget, og derfor er de svære at identificere selv på højopløselige billeder, (2) at ændringerne over tid i arternes abundans ofte er forholdsvis små, og derfor kræves meget fint detaljerede data om abundans, for at de er noget værd i overvågningssammenhæng, og (3) hvis man skal bruge eDNA til abundans, ville man skulle indsamle prøver på en helt speciel måde, hvor man tager højde for de enkelte planters abundans (så mængden af indsamlet plantemateriale fra hver art afspejler deres individuelle abundans). For at gøre dette skal man naturligvis kende disse abundanser, og er man i besiddelse af viden om disse, er det indlysende, at der ikke er grund til at indsamle eDNA.

### **5.1.3 Dækning af mosser og laver**

I kontrollovervågningen registreres antal felter i pinpoint-rammen samt andelen ( $i\ m^2$ ) af en dokumentationscirkel (5-m cirkel), som er dækket af hhv. jordvoksende mosser og laver. I kortlægningen angives arealandelen af laver, bladmosser og sphagnummosser i intervallerne 0–5 %, 5–10 %, 10–30 %, 30–75 % og 75–100 %.

Selvom det for nogle – ret karakteristiske mosser som fx *Campylopus introflexus* – er muligt at estimere dækningsgraden med spektral remote sensing-data (se 5.1.30 "Invasive arter"), så har det ikke været muligt at finde evidens for, at man generelt kan foretage en sådan estimering med alternative data (men se Huemmrich et al. (2013)). I nogle specielle tilfælde, fx i tørvemoser, hvor vegetationen generelt er meget lav, og mosser dominerer, er der lovende studier, der – baseret på højopløselige hyperspektrale data – estimerer indikatorer som mosbiomasse, men nøjagtigheden er endnu ret lav (Räsänen et al. 2020). Fra luften er det overordentligt svært at identificere mos, som står nede ved jordbunden mellem andre planter, og derfor er det i skrivende stund svært at forestille sig alternative datakilder til denne indikator i forbindelse med overvågningen. Dog kan det ikke afvises, at arealandelen af mosser i fremtiden vil kunne estimeres på polygonniveau med en nøjagtighed, der svarer til den, der registreres i felten i forbindelse med den nuværende kortlægning.

Forskellige grupper af laver reflekterer lys i forskellige bølgelængder, og det kan man i nogen grad udnytte til at estimere dækningen af forskellige lavgrupper (Rees et al. 2004). De fleste studier, der forsøger at estimere lavdækning, involverer kun rensdyrlaver og er oftest udført i alpine regioner, hvor der ikke er meget andet vegetation, der kan påvirke resultaterne (Casanovas et al. 2015; Fraser et al. 2021; Gilichinsky et al. 2010; Nordberg and Allard 2002). Eksempelvis viste amerikanske forskere for nylig, hvordan man med højopløselige multispektrale data kan estimere dækningen af laver i naturområder i Alaska og Yukon med en nøjagtighed på 71 % (Macander et al. 2020). Svenske forskere har tidligere brugt satellitbaserede multispektrale data til at kortlægge laver i bjerggrige hedeområder med nøjagtigheder mellem 77 og 85 % (Nordberg and Allard 2002). Resultaterne af denne kortlægning var relativt grove og vil ikke kunne bruges på prøveltsniveau, men muligvis på polygonniveau. Det er vores vurdering, at højopløselige multispektrale dronedata kan bruges til at estimere dækning af ikke-vegetationsdækkede laver i en opløselighed, der gør, at en sådan metode formentlig vil være operationel. Nøjagtigheden af dækningsgraden påvirkes dog af overflader med lignende reflektans (fx sand). Denne metode vurderes derfor primært at have høj nøjagtighed ved estimering af lavdominerede åbne flader i områder med et relativt fikseret vegetationsdække. Endvidere er det muligt, at Miljøstyrelsens nye kunstig-intelligens-system til habitatgenkendelse kan trænes, så det er i stand til at estimere lavdækning på lignende rumlig skala.

Vi vurderer, at det ikke er muligt generelt at benytte alternative datakilder til estimering af mos- og lavdækning på prøveltsniveau i forbindelse med overvågningen, især ikke, hvor disse er bundvegetation under et urte- eller vedplantelag. Omvendt vurderer vi, at det er muligt, at der kan udvikles metoder til kortlægningen, hvor man kan anvende højopløselige multi- eller hyperspektrale data til estimering af mos- og lavdækning i visse habitattyper, fx lichenheder, højmoser og hængsække. Det vil kræve en del udviklingsarbejde, før det er operationelt.

#### 5.1.4 Basemætning

I kontrolloervægningen måles jordens basemætning i jordprøver indsamlet i hvert fjerde prøvfelt på skovstationerne. I bedste fald kan man med remote sensing lave indirekte målinger af basemætningen, fx ved at analysere spektrale informationer fra vegetationen (Genu and Dematte 2011). Det er der imidlertid ikke ret megen evidens for, og det er vores vurdering, at estimering af basemætning er en opgave, hvor der p.t. ikke kan opnås en tilfredsstillende operationalitet. Vi vurderer derfor, at jordprøver er eneste reelle datakilde til denne indikator i dag.

#### 5.1.5 C/N forhold

I kontrolloervægningen måles kulstof- (C) og kvælstof- (N) indholdet i jordprøver i hvert fjerde prøvfelt for udvalgte naturtyper. Forskningen inden for remote sensing af disse faktorer er meget intens, fordi de er relevante for landbruget i hele Verden. Derfor stammer langt den meste evidens for alternative datakilder til estimering af C/N-forhold også fra marker, enten bare pløjemarkør eller marker med monokulturer af afgrøder (Guo et al. 2020; Jaihuni et al. 2021; Xu et al. 2018; Zhang et al.

2020). Her opnås gode nøjagtigheder, og en del landmænd bruger i dag disse metoder som beslutningsstøtteværktøj til fx gødningsplanlægning. Der findes også studier, som har forsøgt at estimere jordens indhold af C og N mere generelt. Eksempelvis viser flere studier, hvordan man ved at bruge satellitbaserede multispektrale data – enten alene eller i kombination med SAR – kan estimere jordens indhold af C og N på national skala (Schweiz og Slovenien) i 10–20 m opløsning (Zhou et al. 2020; Zhou et al. 2021). Fælles for alle de studier, vi har kunnet finde, er, at nøjagtigheden er ret lav, som regel mellem 10 og 40 %, og således er disse metoder ikke operationelle (se også Parsaie et al. (2021)). Vi vurderer derfor, at jordprøver er den eneste reelle datakilde til denne indikator i dag.

#### **5.1.6 Eutrofiering (Ellenberg N)**

I naturtypeprogrammet beregnes eutrofieringsgraden som den gennemsnitlige Ellenberg-indikatorværdi for næringsstof (Ellenberg N) og som ratioen mellem Ellenberg-indikatorværdien for næringsstof og reaktionstal (Ellenberg N/Ellenberg R) (Ellenberg et al. 2001) baseret på plantelisten. Der findes eksempler på, at man har forsøgt at estimere eutrofiering af landskabet via remote sensing (Schmidlein 2005), også i ret fin opløsning (Moeslund et al. 2019; Möckel et al. 2016), men nøjagtigheden er generelt ringe, og derfor vurderer vi ikke, at der på prøveltsniveau er andre alternativer til denne indikator end den planteliste, man i dag indsamler i felten, som evt. på længere sigt kan komme fra eDNA (se 5.1.9 ”Eutrofiering og randpåvirkning” ift. mulighederne på polygonniveau ifm. kortlægningen).

#### **5.1.7 pH**

I kontrolloervægningen måles jordbundens surhedsgrad i jord- og vandprøver, der indsamles i hvert fjerde prøvefelt på overvægningsstationerne for alle naturtyper. For denne indikator gælder de samme overvejelser som for C/N-forholdet. Vi vurderer således, at vand- og jordprøver er de eneste reelle datakilder til denne indikator i dag.

#### **5.1.8 Kvælstof og fosforindhold i løv**

I kontrolloervægningen bliver kvælstof- og fosforindholdet i løv fra planteprøver – der indsamles i hvert fjerde prøvefelt på overvægningsstationer udlagt for hovedparten af de lysåbne naturtyper – bestemt i laboratorieanalyser. For denne indikator gælder nogenlunde det samme som for C/N-forholdet; der findes mange eksempler fra landbrugsrelaterede studier, hvor man i en monokultur er i stand til at bruge spektrale data fra fx droner til at estimere indholdet af N i løv (Li et al. 2021b; Sun et al. 2017; Yao et al. 2007). Der findes også eksempler fra naturlige områder, hvor man har brugt remote sensing-data til at estimere bl.a. N og P i løv med nogen succes. Eksempelvis har hollandske forskere brugt flybaserede hyperspektrale data i 3 m opløsning til at estimere kvælstof, fosfor, kalium, calcium, magnesium og natrium i mangroveplanters løv i Indonesien med en nøjagtighed på ca. 67 % (Axelsson et al. 2013). I et studie fra Yellowstone Nationalpark, som omfatter en lang række forskellige både våde og tørre naturtyper, blev hyperspektrale data fra helikopter anvendt til at estimere tørvægt af både N og P i løv i 1 m opløsning (Mirik et al. 2005). Her næde man kun nøjagtigheder på under 30 %, og forskerne tilskrev dette, at arterne

er så forskellige, at jord, grene, bark m.m. påvirker signalet, og at planterne varierer meget både i total biomasse og vandindhold. I Krüger Nationalpark i Sydafrika har forskere – med flybaserede hyperspektrale data i 4 m oplosning – forsøgt at estimere P i græs med udgangspunkt i  $5 \times 5$  m plots i savanneområder (Mutanga and Kumar 2007). De var i stand til at ramme en nøjagtighed på omkring 63 %. Herudover findes en række eksempler fra skovhabitater, særligt tropiske skove (Asner et al. 2016; Asner and Martin 2009; Broadbent et al. 2014; Doughty et al. 2011). Fælles for alle studier er, at estimatorne af N og P i løv enten har en meget grov oplosning (fx opererer Asner et al. (2016) med 1 ha oplosning), eller nøjagtigheden er så lav, at den ikke vil være operationel i NOVANA-overvågningen. Vi vurderer derfor, at løvprover er den eneste reelle datakilde til denne indikator i dag.

### 5.1.9 Eutrofiering og randpåvirkning

I kortlægningen består denne indikator af fire forskellige delindikatorer: (1) Tegn på direkte godtning eller tilskudsfordring, tegn på tydelig randpåvirkning af henholdsvis (2) godtning og (3) sprøjtning og (4) samlet arealandel med disse tre. Det er særdeles svært at forestille sig, at man kan finde alternative datakilder til disse fire delindikatorer, fordi de er komplekse og omfatter et udefinerbart nærområde, og fordi tegnene, man kigger efter i felten, kan være overordentligt forskellige. Det samlede resultat af øget næringstilførsel vil muligvis godt kunne detekteres igennem ændringer i vegetationens produktivitet. Dette vil dog kræve udviklingsarbejde på tværs af naturtyper. Vi er ikke bekendt med studier, der har forsøgt at estimere noget lignende med alternative datakilder, men se evt. 7.1.2 "Landbrugspåvirkninger".

### 5.1.10 Bar jord

I kontrolloervågningen estimeres andelen af bar jord i hvert prøvefelt ved at registrere antal felter i pinpoint-rammen med bar jord, eller dækningen af bar jord ( $\text{m}^2$ ) i en 5-m cirkel vurderes. I kortlægningen angives arealandelen uden vegetationsdække i intervallerne 0–5 %, 5–10 %, 10–30 %, 30–75 % og 75–100 %.

Med vegetationsindeks som fx NDVI er det sandsynligvis muligt at lave estimerer af bar jord, fordi barjordsreflektans er væsentligt anderledes end vegetationens ditto (He et al. 2020; Mu et al. 2018; Mzuku et al. 2015). For at resultaterne får en tilpas høj oplosning til, at man kan fange små områder med bar jord mellem vegetationen, kræves højopløselige multispektrale data, fx fra drone, men ortofotos kan også være en mulighed, hvis der er en infrarød kanal, og det er der i danske ortofotos fra 2015 og frem. Det kan være en udfordring i områder med lyst sand, fordi lyst sand har en anden reflektans, end jord normalt har. Det er usandsynligt, at metoden vil virke i skov, fordi en spektral sensor ikke kan "se" igennem træernes kroner. Desuden kan det være en udfordring at identificere bar jord mellem fx tuer og buske, fordi vegetationen her er høj og kan give skyggeeffekter i data. Skyggeeffekter fra variation i terræn og vegetation kan påvirke evnen til at opfange en tilstrækkelig mængde tilbagekastet lys fra objekter, hvilket udfordrer identificeringen af bar jord mellem fx tuer og buske. Der kan i nogen grad korrigeres for eventuelle skyggeeffekter ved at anvende alternative vegetationsindeks til formålet. Vi

er dog ikke bekendt med, at der findes en generel metode til korrigering af skyggeeffekter på tværs af remote sensing-datakilder. Ved stor variation i terræn (fx kløfter eller revner i jorden) og vegetation (mellemrum blandt buske og træer) reflekteres lyset dårligt, og dette umuliggør en god spektral dataanalyse.

Da denne indikator estimeres forholdsvis hurtigt i felten, og fordi den næppe kan fungere i skov, vurderer vi generelt ikke, at der er ræson i at arbejde videre med alternative datakilder til denne indikator i forbindelse med overvågningen. I forhold til kortlægningen af de 34 lysåbne naturtyper kan det dog give mening, og det vil i så fald bevirket, at estimatorne af bar jord vil blive langt mere ensartede end i dag, fordi de ikke er personafhængige.

### **5.1.11 Græsning, høslæt og slåning**

I kortlægningen registreres en skønnet dækningsgrad af den samlede forvaltningsindsats samt dækningsgraden for græsning, høslæt og slåning i den afgrænsede polygon i intervallerne 0–5 %, 5–10 %, 10–30 %, 30–75 % og 75–100%. I kontrolovervågningen skønnes det, om disse indsatser foregår i 5-m cirklen.

Græsning er en diffus proces, der foregår over længere tid og er meget svær at identificere fra luften. I skrivende stund er der metoder under udvikling, der kan identificere store græsædere via droner og deep learning-billedanalyse (Bowley et al. 2016; Weinstein 2018), men disse er endnu ikke operationelle, og det vil kræve jævnlige besøg af en drone for at være sikker på, at alle dyrene er optalt. Metoderne vil næppe fungere i skov, fordi de billede, man normalt optager, ikke tillader, at man kan se igennem et kronedække. En anden tilgang til estimering af, om der er græsning eller ej, er at forsøge at "måle" vegetationsstrukturen, som ændrer sig med græsning. Forskere hos DCE har haft sådan et studie på tegnebrættet i flere år, men det ikke startet op og processen hermed er p.t. sat i bero. Der findes evidens for, at en sådan målemetode formentlig kan virke (Listopad et al. 2018; Michez et al. 2019). For at metoden bliver operationel, kræves formentlig punktskyer med en væsentlig højere punkttæthed end de landsdækkende data, vi har fra lidar i dag. I afsnittet "Slåning/klipning" i kapitel 6 gennemgås alternative datakilder til at identificere slåning eller klipningshændelser.

Generelt er ingen af de eksisterende metoder tilpas veludviklede, og deres nøjagtighed er heller ikke god nok til, at de vil være operationelle i NOVANA-overvågningen, men de har et potentiale, som formentlig vil blive udviklet i forskerkredse i løbet af de kommende år. Således vurderer vi, at der ikke er alternative datakilder til denne indikator.

### **5.1.12 Vegetationshøjde**

I kontrolovervågningen måles vegetationshøjden i felten langs de fire kanter af prøbefeltet, og i kortlægningen estimeres dækningen af græs- og urtevegetationen i tre højdeklasser på en femtrinskala i den afgrænsede polygon. I kortlægningen angives andelen af græsurtevegetation < 15 cm, 15–50 cm og > 50cm i intervallerne 0–5 %, 5–10 %, 10–30 %, 30–75 % og 75–100%.

Vegetationshøjde kan måles med en lidar-baseret punktsky, og det vil kunne give fladedækkende estimerer for hele polygonet i meget fin op-løsning (Luo et al. 2015; Moeslund et al. 2019; Zlinszky et al. 2014). Det kræver dog en punktsky med høj punkttæthed, og det er p.t. usikkert, om den nyeste punktsky, som for tiden optages for hele Danmark, er tilstrækkelig god til dette formål. Det kræver også en punktsky, som optages i vækstsæsonen og helst på samme tidspunkt af året ved frem-tidige genoptagelser. I dag optages punktskyerne uden for vækstsæsonen, fordi man er mest interesseret i terrænhøjde. Med eksisterende punktskyer vil vi formentlig kunne lave grove estimerer af vegetati-onshøjden, men de vil, især i områder med lav vegetation, være behæf-tet med stor usikkerhed.

Vegetationshøjde kan også estimeres via fotogrammetri fra billede op-taget med drone (Ludwig et al. 2020). Med fotogrammetri opnås en overflademodel af kronedækket. Ved at trække denne fra en terrænmo-del baseret på lidar, kan vegetationshøjden estimeres. Ændringer i vege-tationshøjden kan estimeres ved at trække to overflademodeller af kro-nedækket fra hinanden. Dette vil være en relativt nem procedure at im-plementere, men den kræver droneflyvninger på alle arealer og vil der-med være relativt dyr sammenlignet med frit tilgængelige lidar-data.

Estimering af vegetationshøjde fra lidar er en simpel proces, og den vil være billig at implementere, så vi vurderer, at det er værd at arbejde videre med lidar som en alternativ kilde til indikatoren "vegetations-højde", navnlig når der kommer nye og bedre punktskyer. Denne in-dikator vil i samme ombæring blive estimeret ens over hele landet, blive opdateret med ca. fem års mellemrum og vil ikke afhænge af, hvilke personer der har målt i felten.

### **5.1.13 Afvanding, grøfter**

I kortlægningen registreres graden af afvanding i seks kategorier fra intakt hydrologi til helt afvandet i den afgrænsede polygon. Der er ad-skillige eksempler på anvendelse af lidar til identifikation af grøfter i et område, men det kan være udfordrende at verificere, i hvor høj grad grøfterne er forbundne og aktive (Bailly et al. 2008; Bhattacharjee et al. 2021; Rapinel et al. 2013; Roelens et al. 2018a; Roelens et al. 2018b). Ek-sempelvis har belgiske forskere brugt en punktsky – baseret på lidar – med gennemsnitligt 16 punkter per kvadratmeter til at identificere grøfter i både græsland (tidligere eng og mose) og landbrugsområder med en nøjagtighed på over 75 % (Roelens et al. 2018a).

Den nuværende danske punktsky har ca. 4–5 punkter per  $m^2$ , mens den kommende formentlig har en højere punkttæthed (8–9 punkter per  $m^2$ ). De fleste studier nævner, at nøjagtigheden og evnen til at se sammenhænge mellem grøfterne afhænger af punkttætheden. Det er ud-fordrende at finde alternative datakilder, der kan bruges til at identifi-cere nedgravede dræn, og det er også forbundet med stor usikkerhed at bruge alternative datakilder til at estimere graden, hvormed et na-turområde påvirkes af den eksisterende dræning. Nogle dræn er til-stoppede og nogle grøfter groet til, og derfor er de samme fysiske tegn på dræning i forskellige områder ikke altid udtryk for samme effekt på

vegetationen. I de tilfælde hvor terrænet sætter sig, fordi tidligere oversvømmet jord nu mineraliseres og dermed kompakteres, kan man formentlig følge disse terrænsætninger med lidar eller – hvis der er behov for data med korte mellemrum – SAR-data. SAR bruges ofte til at følge sætninger eller ændringer i terrænoverfladen, fx ved kommende vulkanudbrud eller ved dæmninger, der er i fare for gennembrud (se fx Huang et al. (2015)), og er egnet til at følge selv ret små terrænændringer over tid. Endelig er der mulighed for at bruge SAR til at estimere vandstandsændringer, se 6.1.9 ”Vandstandsændringer”.

Vi vurderer på ovenstående baggrund, at anvendelse af alternative datakilder til denne indikator er kompliceret, ikke velafprøvet og vil kræve store udviklingsressourcer for at kunne udtrykke det samme som den nuværende indikator, om hvor afvandet et område er. Omvendt er den nuværende indikator også meget usikker, så det vil være hensigtsmæssigt på sigt at arbejde med at bruge alternative datakilder til at estimere denne indikator, men vi vurderer, at det endnu ligger et stykke ude i fremtiden.

#### **5.1.14 Fugtighedsforhold (Ellenberg F)**

I naturtypeovervågningen estimeres fugtighedsforholdene ved at beregne den gennemsnitlige Ellenberg-indikatorværdi for fugtighed (Ellenberg et al. 2001) for hver 5-m cirkel baseret på plantelisten. De alternative datakilder, der kan komme i betragtning til denne indikator, er lidar, SAR og forskellige fugtighedsindeks baseret på spektrale data fx Normalized Difference Water Index (NDWI, Bao et al. (2018)). Radar er følsom over for både jordens og vegetationens fugtighed, men giver til hver en tid et øjebliksbillede, hvor Ellenbergs indikatorværdi for fugtighed fanger de gennemsnitlige overordnede fugtighedsforhold.

Der er begrænset erfaring med brugen af SAR til at estimere overordnede fugtighedsforhold, men se fx Millard and Richardson (2018) og Takada et al. (2009). Som ophav til SAR-data vil man enten bruge Sentinel-1, som ikke er i fin nok oplosning til at være operationelt på prøvefeltsniveau, eller data fra private udbydere af SAR-data i højere oplosning. Sidstnævnte er temmelig dyrt (se ” Synthetic Aperture Radar (SAR) ”). Med lidar er det muligt at beregne et såkaldt wetness-indeks baseret på mikrotopografien, som har nogen overensstemmelse med Ellenbergs indikatorværdi for fugtighed, men ikke på et niveau, så det er operationelt (Hardy et al. 2012; Moeslund et al. 2013a; Moeslund et al. 2013b). I naturområder er der ringe evidens for brugen af de forskellige fugtighedsindeks, man kan aflede af spektrale data til at estimere jordfugtighed, men generelt synes disse data ikke at være tilstrækkeligt højt korrelerede med den faktiske jordbundsugtighed til at kunne erstatte den nuværende datakilde på tilfredsstillende vis (Bao et al. 2018).

Vi vurderer, at den bedste datakilde til denne indikator fortsat er Ellenbergs indikatorværdi for fugtighed beregnet på baggrund af en planteliste, men denne planteliste kan evt. på sigt komme fra eDNA i stedet for traditionel botanisk inventering (se 6.1.1 ”eDNA-indeks”).

### **5.1.15 Grundvandstryk**

I teorien kan man skelne udvældende grundvand fra resten af omgivelserne i hård frost med et infrarødt kamera, fx monteret på en drone. Grundvandet vil i dette tilfælde altid være væsentligt varmere. Dette er blevet forsøgt i projektet om ådalsnatur, som p.t. kører hos AU, men uden den store succes. Forsøget var dog lovende, og det kan måske udvikles, så det fungerer bedre. Vi har ikke kendskab til andre studier, der har brugt alternative kilder til at estimere grundvandstryk, kildevæld eller lignende, og vi vurderer derfor, at der ikke findes alternative datakilder til denne indikator.

### **5.1.16 Naturlige vandløb**

I kortlægningen af skovnaturtyper angives det, i hvor høj grad vandløbene i området er naturlige i den afgrænsede polygon. Det beror i meget høj grad på en vurdering, og det er særdeles komplekst at afgrænse, i hvor høj grad et vandløb er naturligt. Vandløb mæanderer naturligt, men i forskellig grad og med forskellig buestørrelse, så derfor er det meget svært at anvende andre datakilder til denne indikator. Efterhånden er de fleste vandløb indtegnet i GeoDanmark-datasættet (kortforsyningen.dk), men selvom det er et ret godt datasæt, kan der stadig være fejl og forsimplinger, så derfor bør brugen af dette altid suppleres med et feltbesøg (eller check af ortofotos, hvis det er åbent landskab), hvor det er ret simpelt at registrere denne indikator. Til Biodiversitetskortet har vi udviklet en indikator for naturlige slyngninger i vandløb. Det er komplekst, og den beregnede slyngningsgrad afhænger af ganske mange subjektive valg, fx hvilken længde vandløbsstrækning man beregner slyngning for. Derfor er det ikke givet, at en sådan beregning vil være egnet i kortlægningen. De vandløbstemaer, der findes til Vandplan II og III, repræsenterer ikke altid vandløbene korrekt, og derfor vil de ikke kunne bruges i dette øjemed. Der har i lang tid været drøftelser i både Miljøstyrelsen og DCE om at lave et landsdækkende vandløbstema, som sammensmelter attributterne fra vandplanernes vandløbstema m.fl. med GeoDanmark-temaet, men det er os bekendt ikke et arbejde, som er sat i gang endnu.

Vi vurderer derfor, at der p.t. ikke findes gode alternative datakilder til denne indikator, men hvis ikke GeoDanmark-datasættet anvendes i dag, kan man overveje at teste, om man kan lave en brugbar metode til beregning af slyngningsgrad med acceptabel nøjagtighed.

### **5.1.17 Skovsøer og øvrige vådområder**

I kortlægningen registreres denne indikator for skovnaturtyper ved at angive procentdelen af polygonen, som er dækket med skovsøer, skovsumpe og moser. I GeoDanmark findes et relativt godt tema over sører, som kan kombineres med GLM-søtemaet fra Landbrugsstyrelsen og §3-søtemaet. På den måde fås et datalag, som dækker en meget stor del af de danske sører. Selv i sådan et datalag vil der være fejl og mangler, og vi har ikke lige så gode datalag for moser og sumpe. Som udgangspunkt kunne man bruge lidar og spektrale data til at forsøge at afgrænse disse vådområder, men det er vanskeligt under et trædække. Vi har ikke kendskab til studier, hvor man har anvendt alternative datakilder til at identificere skovsøer, -sumpe og -moser. Vores vurdering

er, at man p.t. ikke kan opnå tilfredsstillende nøjagtighed for denne indikator med alternative datakilder. Det er muligt, at Miljøstyrelsens nye kunstig-intelligens-system til naturtypegenkendelse kan trænes til at udpege disse naturelementer med relativt høj nøjagtighed, og i så fald kan man bruge dem som alternativ datakilde til denne indikator, men vores vurdering er, at også den vil have svært ved at nå en tilfredsstillende nøjagtighed i skov for skovsøer, -sumpe og moser.

### **5.1.18 Kystsikring**

I kortlægningen registreres kystsikring i seks klasser fra indlandslokalitet til omfattende kystsikring i den afgrænsede polygon. Her kan der både være tale om tilplantning med marehalm og hjælme og opsætning af ris i klitter samt tilstedeværelse af høfder og diger, eventuelt kombineret med pumper til at pumpe vand væk fra inddigede kystområder. Der findes eksempler på, at man med højopløselige multispektrale eller hyperspektrale data kan identificere områder med marehalm eller hjælme med god nøjagtighed (80–95 %, Timm et al. (2014); Wang et al. (2010)). At gøre noget lignende i Danmark vil kræve højopløselige spektrale data, som man vil skulle købe fra private eller opnage med egne droner. Vi er ikke bekendt med studier, der bruger alternative datakilder til at identificere ris i klitter, men vores vurdering er, at det er muligt i mange tilfælde med samme data som til identificering af marehalm og sand-hjælme. GeoDanmark-datasættet rummer datalag over både diger og høfder i Danmark. Disse data bruges muligvis allerede i dag. Under alle omstændigheder giver det mening at teste, om man kan automatisere brugen af disse data, som jævnligt opdateres, fx ved at opgøre ”mængden” af disse foranstaltninger automatisk for et givet område. Vi er ikke bekendt med, hvor gode disse data er, så det vil i givet fald skulle undersøges. Det vil være et væsentligt udviklingsarbejde forbundet med at anvende alternative datakilder til denne indikator, og det vil være kostbart at fremskaffe data, der er gode nok til det, og vi vurderer derfor, at det ikke giver mening at gå videre med at anvende alternative datakilder her (bortset fra GeoDanmark). Et alternativ til denne indikator kunne være at måle på selve kystdynamikken i stedet for kystsikringen, og dét kunne det til gengæld sandsynligvis godt give mening at arbejde videre med.

Alternativ: Kystdynamik

### **5.1.19 Artsrig underskov**

I kortlægningen registreres underskov på følgende vis: I den afgrænsede polygon registreres en skønnet arealandel med tydelig forekomst af en artsrig underskov af buske og træer i én af de fem kategorier: 0–20 %, 20–50 %, 50–75 %, 75–90 % og 90–100 %.

Der findes kun få eksempler på alternative datakilder til denne indikator. For en del år siden viste finske forskere, hvordan man med en lidar-punktsky, der minder meget om den danske, kan estimere underskovens urtediversitet (Vehmas et al. 2009). Det vil ikke være meget forskelligt at skulle bruge samme metode til at estimere busk- og trædiversitet i Danmark i stedet. Forskerne kiggede på 274 urterige finske skovområder stratificeret fra næringsfattig til næringsrig. Her kunne

de estimere urterigdommen i underskoven korrekt i 65 % af tilfældene. I dag har vi bedre lidar-data og metoder, og derfor kan det ikke udelukkes, at lidar kan være en alternativ datakilde til denne indikator, særligt fordi man bare skal ramme en af fem kategorier og ikke den præcise dækning med træer og buske i underskoven. Andre alternativer kan være terrestrisk lidar eller almindelige håndholdte fotos kombineret med en deep learning-algoritme, som lærer at skelne de fem kategorier af artsrig underskov. Dette vil formentlig kunne lade sig gøre at udvikle, men det vil kræve feltbesøg, kameraer (mobiltelefon er formentlig nok) og vedligehold af algoritme og data. Vi vurderer, at dette vil give god mening at gå videre med den lidar-baserede metode, da dette vil give mere sammenlignelige data, og det vil være både relativt billigt at afprøve og sidenhen at vedligeholde. Desuden er denne indikator ikke særlig dyr at estimere i felten, hvis man alligevel skal derud.

### **5.1.20 Lysforhold (Ellenberg L)**

Lysforhold estimeres i naturtypeovervågningen både ved at estimere kronedækket med et densiometer og ved at beregne den gennemsnitlige Ellenberg-indikatorværdi for lys (Ellenberg et al. 2001) baseret på plantelisten i en 5-m cirkel. Lidar er helt oplagt til at estimere lysforhold i skove. Dog er der p.t. ikke mange studier, der har vist, hvordan man kan bruge lidar til at estimere den gennemsnitlige Ellenberg-indikatorværdi for lys, og den evidens, vi har kunnet finde, indikerer, at nøjagtigheden ikke er helt god nok til at være operationel (ca. 50 %, Alexander et al. (2013)). En alternativ datakilde til at estimere lysforhold er beskrevet under 5.1.24 "Lysforhold (kronedække)". Eftersom vi anbefaler, at der også fremadrettet er en planteliste for hvert prøvefelt, vil denne indikator relativt nemt kunne beregnes i tillæg hertil.

### **5.1.21 Skovbryn**

Skovbryn kvantificeres i kortlægningen i seks trin fra ingen til brede artsrike skovbryne i den afgrænsede polygon. For at kunne identificere skovbrynen skal man både have et estimat for artsrigdommen, og man skal kunne måle bredden af skovbrynet. Algoritmer, hvor man anvender alternative datakilder til denne indikator, har svært ved at afgrænse, hvornår et skovbryn starter, og derfor ser man ofte, at denne grænse trækkes manuelt (Melin et al. 2018; Wang et al. 2020). Man skal her huske på, at denne øvelse også er ret vanskelig i felten.

Der er enkelte nyere eksempler på studier, hvor man har brugt lidar til at identificere og kvantificere skovbrynen. Eksempelvis bruger hollandske forskere den nationale punktsky til bl.a. at estimere længden af skovbrynen i et landskab i forbindelse med et studie af truede dagsommerfugle i Holland (de Vries et al. 2021). DCE kører p.t. et projekt om flagermus for Miljøstyrelsen, og som en del heraf forsøges lidar anvendt til at kortlægge og opstille modeller for skovstruktur, herunder skovbrynen. Der findes også nyere gratis tilgængelige softwarepakker til statistikprogrammet R, som rummer værktøjer, der måske kan bruges til at udvikle fornuftige mål for mængden og kvaliteten af skovbrynen (Hesselbarth et al. 2019), men os bekendt er det ikke gjort endnu i en grad, som er tilstrækkelig til at kunne erstatte denne indikator.

Generelt er evidensen for brug af alternative datakilder til kvantificering af skovbrynen relativt tynd, og derfor vurderer vi, at det p.t. ikke giver mening at arbejde videre med alternative datakilder til denne indikator. Omvendt ville det være hensigtsmæssigt med en standardiseret metode til at registrere denne indikator, da den er svær at registrere ensartet og vigtig for mange arter. En sådan metode kan formentlig udarbejdes, men kræver et stort udviklingsarbejde.

### 5.1.22 Vedplantediversitet og træarter

I dag registreres både antallet af træarter og buskarter i naturtypeovervågningen af skove med udgangspunkt i artslister fra 5- og 15-m cirklerne. Der angives både, hvor mange vedplanter, der er samlet set samt deres individuelle DBH. Desuden angives, hvor mange buskarter og hvor mange insektbestøvede arter der er. For at kunne angive denne indikator tilfredsstillende kræves der således kendskab til alle de arter, der findes i det givne dokumentationsfelt.

En anden datakilde til vedplantediversitet er lidar-data fra enten fly eller drone (Brandtberg 2007; Hovi et al. 2016; Lindberg et al. 2015; Ørka et al. 2009). Med en tilpas tæt punktsky kan software – baseret på både de former, som punkterne repræsenterer, og de reflektansmønstre, der findes i data – i de fleste tilfælde identificere træarter i skov. Fælles for ovennævnte studier er dog, at de ofte kun fungerer godt i simple skove med få arter, og at de opnår nøjagtigheder på ca. 60–70 %. I nyere studier anvendes lidar-apparater med flere bølgelængder (multi-wavelength), og det gør, at man kan opnå en væsentlig højere operationalitet (Axelsson et al. 2018; St-Onge and Budei 2015). Eksempelvis opnår Amiri et al. (2019) og Yu et al. (2017) nøjagtigheder mellem 76 og 85 %, men de viser også, at det er svært at ramme rigtigt, når det angår individer, som gror under kronerne på andre træer. Et enkelt studie har vist, hvordan man kan identificere *Rhododendron ponticum* i underskoven (Sanders 2017). Her nås en nøjagtighed på ca. 64 %. Generelt er det overordentligt svært at identificere buskarter i underskoven med lidar alene, mens den øvelse er væsentlig nemmere i åbne eller halvåbne landskaber. Madsen og kolleger har tidligere vist, hvordan dronebaseret lidar kan udnyttes til identifikation af individuelle vedplantearter eller -slægter baseret udelukkende på den strukturelle information fra 3D-punktskyer (Madsen et al. 2020). Her klassificeres en fokusart (gyvel, *Cytisus scoparius*) med stor nøjagtighed (> 89 % på tværs af sæson) blandt 10 andre vedplantearter og med en samlet nøjagtighed for alle arterne på > 86 %.

En tredje datakilde til vedplantediversitet er multi- eller hyperspektrale billeder eventuelt kombineret med lidar optaget fra enten lavtflyvende fly eller drone (Fricker et al. 2019; Holmgren et al. 2008). I tropisk skov i Sydafrika har forskere for nylig sammenlignet fire forskellige satellitbårne sensorer for at se, hvilke der er bedst til at estimere træartsdiversitet (Gyamfi-Ampadu et al. 2021). Svaret var Sentinel-2, og med den datakilde næde forskerne en nøjagtighed på over 90 % i 100 × 100 m vegetationsplots. Under de lidt mere hjemlige himmelstrøg har finske forskere netop publiceret et studie, der beskriver, hvordan man med disse datakilder kan identificere op til 87 % af de træer, der

findes i rødgran- og skovfyr-dominerede skove med indslag af bævreasp, birk og andre løvtræer (Mäyrä et al. 2021). Studiet dækker et område på 87 km<sup>2</sup>, og forskerne har anvendt deep learning kombineret med højopløselige hyperspektrale billeder (0,5–1 m) og lidar (10 punkter/m<sup>2</sup>). Den anvendte lidar-punktsky minder i punktæthed om den danske (som dog er optaget uden for løvsæsonen), og de bruger den kun til at beregne en overflademodel i 0,5 m oplosning; det vil man formentlig også kunne gøre med den eksisterende lidar-punktsky for Danmark. Sun et al. (2019) bekræfter med en lignende metode nøjagtigheden, der kan opnås med denne tilgang, og det samme gør Modzelewska og kolleger i et 620 km<sup>2</sup> stort stykke af den polske Białowieża-skov (Modzelewska et al. 2020), men her er det tydeligt, at metoden fungerer bedre for nogle arter af vedplanter end for andre. For de fleste arter er nøjagtigheden et pånt stykke over 60 %, mens den er lavere for enkelte. Også buske kan identificeres med denne kombination af datakilder, men kun med nøjagtigheder i størrelsесordenen omkring 30–50 % (Osińska-Skotak et al. 2019).

På længere sigt er det vores vurdering, at lidar er den mest lovende alternative kilde til estimering af vedplantediversitet, men det kræver endnu meget udviklingsarbejde. Lidar udvikler sig løbende, men der er stadig nogle udfordringer, som skal løses, før det bliver et reelt operationelt alternativ, og i dag findes der ikke egnede (multi-wavelength med høj punktæthed) data for danske skove, så disse vil skulle optages med fx droner eller terrestrisk lidar. Ligeledes vurderer vi, at metoder, som baserer sig på kombinationen af lidar og spektrale data, er lovende, men for at det bliver tilstrækkeligt operationelt, kræves temmelig meget metodeudvikling og formentlig højopløselige hyperspektrale billeder, som vi p.t. ikke har adgang til for Danmark, og som derfor skal optages med fx droner. Hvad angår estimering af denne indikator på prøvefeltsniveau, er vi skeptiske over for at anvende satellitbaserede multispektrale data; Sentinel-2 har for grov en skala til, at metoden vil fungere, og vi har ikke kunnet finde evidens fra skove, der minder om de danske. På den anden side er de anvendte data billige, og metoden kan muligvis bruges på polygonniveau. Vi vurderer derfor, at det ikke vil ikke være specielt omkostningstungt at afprøve den i Danmark.

### 5.1.23 Dækning af vedplanter

I kontrolovervågningen måles dækningen af vedplanter under og over 1 m, og i kortlægningen estimeres dækningen af vedplanter i den afgrænsede polygon. Beregning af ”dækning af vedplanter” kan effektivt foretages ved at beregne tætheden af *first-returns* over 1–2 m fra jordoverfladen fra en lidar-baseret punktsky. Sådan en tæthedsberegning er standard i de fleste softwarepakker til håndtering af punktskyer, fx OPALS og LASTTOOLS. Eksempelvis anvendte Zellweger og kolleger denne metode i et studie af biodiversiteten i schweiziske skove (Zellweger et al. 2016), ligesom andre forskere tillige har anvendt denne fremgangsmåde i stor stil (Coops et al. 2016; Ewald et al. 2014; Korhonen et al. 2011; Moeslund et al. 2019; Sankey et al. 2017; Simonson et al. 2013). Metoden anbefales også i en gennemgang af alternative lidar-baserede datakilder i den norske naturovervågning (Mienna et al. 2019).

Vi skønner, at lidar er den mest oplagte alternative datakilde til dækning af vedplanter. Det hænger sammen med, at lidar kan give data med en relevant rumlig oplosning, at vi i Danmark har frit tilgængelige og egnede lidar-data, og at beregningen ikke er specielt kompliceret, omend den kræver en del regnekraft og opsætning. Vi forventer en nøjagtighed på > 90 %, men det er svært at sige præcist, da de feltsberede metoder, som man typisk vil validere metoden mod, også har en vis unøjagtighed. Vi anbefaler, at metoden testes og tages i brug snarest muligt, idet det er vanskeligt at estimere trædække præcist i felten, og fordi denne metode vil give relativt billige estimer, som er standardiserede og ensartede for hele landet. Det er dog ikke sikkert, at man med metoden kan skelne mellem buske og træer.

Punktskyer fra droner formodes at give endnu mere nøjagtige estimer, men det vil også være væsentligt dyrere, fordi man selv skal optage data, og denne merpris vil sandsynligvis ikke opveje den øgede nøjagtighed, som i forvejen vil være høj.

En anden alternativ datakilde til beregning af dækningen af vedplanter er Global Forest Watch ((Hansen et al. 2013), <https://www.globalforestwatch.org/>), der frit stiller data om trædække til rådighed for hele verden i en oplosning på ca. 30 m. Det er formodentlig for grov en oplosning til, at den er egnet til overvågningen i Danmark, men systemet bliver hele tiden opdateret og findes fx i 5 m oplosning for alle tropiske skove ([globalforestwatch.org/blog/data-and-research/planet-high-resolution-imagery/](https://globalforestwatch.org/blog/data-and-research/planet-high-resolution-imagery/)). Det er uvist om, og i givet fald hvornår, data for danske skove bliver tilgængelige i så fin en oplosning. Systemet kan også bruges til løbende at overvåge ændringer i trædække, hvor lidar-metoden kræver en opdateret punktsky. Global Forest Watch dækker ikke buske, som normalt er inkluderet i indikatoren ”Dækning af vedplanter”.

#### 5.1.24 Lysforhold (kronedække)

I kontrol overvågningen måles kronedækket i prøvefeltet, og i kortlægningen estimeres den på en femtrins-skala i den afgrænsede polygon (0–20 %, 20–50 %, 50–75 %, 75–90 % og 90–100 %). Til beregning af kronedækningen i skove er det oplagt med en metode baseret på lidar á la den, der er beskrevet under indikatoren ”Dækning af vedplanter”. De samme fordele gør sig gældende, og metoden er stort set mage til, men man vil nok vælge at fokusere på punkter højere end 4–5 m. Da metoden kun bruges i skov, vil det ikke være et problem, at lidar ikke kan skelne buske fra træer, idet man i udgangspunktet er interesseret i alle vedplanter over en vis højde, fordi de giver skyggevirkninger for skovbundvegetationen. Det kan være relevant at overveje, om denne indikator skal rumme en kvantificering af såkaldte forest gaps, åbninger, som normalt skyldes et væltet træ. Der er en del eksempler på studier, som laver sådanne estimer med rimelig stor succes (se fx Vehmas et al. (2011)).

Vi anbefaler klart, at man arbejder videre med lidar som alternativ datakilde til denne indikator, idet man med lidar formentlig vil kunne opnå høj nøjagtighed, og metoden er relativt billig. Desuden bliver estimerne sandsynligvis mere ensartede, end de er i dag, fordi de ikke påvirkes af, hvilke personer der har foretaget de individuelle målinger i felten.

### **5.1.25 Veterantræer**

I kontrolovervågningen måles antallet af træer med hulheder og råd i 15-m cirklen, og i kortlægningen registreres de på en firetrins-skala i den afgrænsede polygon. For at estimere forekomsten af veterantræer er man sandsynligvis nødt til at tilvejebringe data under kronedækket i skoven, for det er kun her, man kan observere, om træerne reelt er veteraniserede med lang vækst, kroget form og mikrohabitater som hulheder, rådnede partier og dødt ved. Det betyder, at de mest oplagte alternative datakilder er terrestrisk (dvs. håndholdt) lidar eller billeder optaget med almindelige kameraer ved feltbesøg.

For nylig anvendte Frey og kolleger en kombination af terrestrisk lidar og billeder fra en drone til at forudsige abundans og antal af veterantræer i sydtyske skove (Frey et al. 2020). Deres studie omfattede 135 plots med et areal på 1 ha, og deres definition af veterantræer var meget detaljeret med en stor variation af mikrohabitater som fx barkafskalning og harpiksnedløb som udløsende faktorer. Deres modeller kunne forklare 44 % og 38 % af variationen i hhv. abundans og antal veterantræer, så de er næppe gode nok til, at man vil kunne bruge dem operationelt i overvågningen i dag. De fremtidige perspektiver er dog lovende, efterhånden som punktsky- og billeddanalysemетодerne forfines.

Vi skønner, at denne metode kunne fungere væsentligt bedre med fokus på de lidt større karakteristika på overfladen af gamle træer såsom forholdsvis store huller og arealer med råd som i NOVANA-overvågningen. Disse strukturer er formentlig nemmere at registrere med lidar end de mikrohabitater, der indgik i definitionen i Frey et al. (2020). Selvom forskerne fremhævede, at der var en væsentlig tidsbesparelse med deres metode sammenlignet med traditionelle metoder, vurderer vi, at der især er behov for at vurdere dette aspekt, fordi det for øvede feltfolk ikke tager ret lang tid at registrere disse træer.

### **5.1.26 Store træer**

I kontrolovervågningen måles antallet af træer over 40 cm i diameter (DBH) i 15-m cirklen, der efterfølgende omsættes til et antal store træer, og i kortlægningen registreres antallet af store træer på en firetrins-skala i den afgrænsede polygon. Det er svært at angive, hvor mange gamle træer der findes på et areal, fordi størrelsen af et gammelt træ afhænger af træart og vækstvilkår. Således bliver stammerne af gamle egetræer væsentligt tykkere end stammerne af fx birk og pil. Alternative metoder til opgørelse af udbredelsen af gamle træer skal således ikke bare kunne estimere størrelsen på træerne, men også træarten.

Forskere fra Finland har for nylig undersøgt, hvor godt man kan estimere både træarter og DBH fra en dronebåren hyperspektral sensor kombineret med en punktsky, som de afledte fra et helt almindeligt kamera monteret på samme drone (Saarinen et al. 2018). Forskerne angiver ikke en decideret nøjagtighed for deres metode, men rapporterer i stedet root mean square error, som er et kontekstafhængigt mål for, hvor godt en metode fungerer. Det gør det vanskeligt at vurdere, hvor god deres metode er, men især deres estimater af DBH virker lovende, og de kan også til en vis grad identificere de almindelige arter i skoven.

Vi vurderer, at det er tvivlsomt, om metoden er god nok til at kunne fungere i praktisk overvågning, men studiet er meget lovende for fremtidige løsninger. Fordi forskerne ikke anvender lidar – som bedre kan penetrere trækronerne end et helt almindeligt kamera som det, de anvender – er det helt oplagt for fremtidig forskning at se på, hvor meget en lidar-sensor vil kunne forbedre metoden.

### 5.1.27 Dødt ved

I kontrolovervågningen måles antallet af liggende og stående døde stammer og grene over en vis størrelse i 15-m cirklen, og i kortlægningen registreres de på en firetrins-skala i den afgrænsede polygon. Et mindre antal studier har forsøgt at bruge lidar til at estimere mængden af dødt ved. Fx lykkedes det for Amiri et al. (2019) at identificere døde træer i nationalpark Bayerischer Wald i Tyskland, som minder om dansk skov. I studiet anvendtes flybåren lidar med tre forskellige bølgelængder (multi-wavelength lidar) og høj punkttæthed (200 punkter/m<sup>2</sup>), og forskerne opnåede en nøjagtighed på omkring 73 %. I et ældre studie fra Finland brugte man lidar-data, som minder meget om den danske punktsky, til at estimere både stående og liggende dødt ved i 33 næringsfattige til næringsrige skovplots (Pesonen et al. 2008). Liggende dødt ved var væsentligt nemmere at estimere end stående dødt ved, og deres estimerer ramte rigtigt imellem 25 % og 50 % af tilfældene. Dette er ikke en god nok nøjagtighed til, at det er operationelt, men det er vigtigt at huske på, at der er sket meget både med lidar-teknologi og metoder siden dette studie. Med nye og bedre nationale lidar-data samt terrestiske laserscannere forventer vi, at et bedre resultat kan opnås.

I et nyligt studie har forskere forsøgt at estimere mængden af dødt ved i finske skove (Saarinen et al. 2018). Her anvendtes multispektrale data kombineret med punktsky-data. Studiet er gennemgået under "Store træer", og som nævnt er det uklart i artiklen, hvor godt metoden faktisk fungerer. Da denne indikator kan være tidskrævende og påhæftet usikkerheder ved vurdering i felten, skønner vi, at det på den lange bane kan betale sig at teste, hvor godt metoden fungerer med luftbåren eller terrestrisk lidar. Selvom metoden virker lovende for fremtiden, er det vores vurdering, at den på kortere sigt endnu ikke er god nok til at kunne fungere i operationel overvågning.

### 5.1.28 Dværgbuskdækning

I kontrolovervågningen vurderes dækningen af dværgbuske i 5-m cirklen, og i kortlægningen estimeres dækningen på en femtrins-skala i den afgrænsede polygon (0–5 %, 5–10 %, 10–30 %, 30–75 % og 75–100 %).

Der er for nylig publiceret et ret overbevisende studie af hedeområder i Tyskland, der viser, hvordan man med en kombination af Sentinel-1 (satellitbåren SAR) og Sentinel-2 (satellitbåren multispektral sensor) i ca. 10 m oplosning kan kortlægge dækningsgraden af hedelyng (*Calluna vulgaris*) meget præcis (94–95 %) (Schmidt et al. 2018). I studiet viser forskerne også, at deres model virker på data, som er optaget på et senere tidspunkt end det, de brugte til udvikling og test, og derfor er der også grund til at tro, at metoden er overførbar og kan fungere robust fra år til år. Det er usikkert, hvor godt metoden fungerer på andre dværgbuskarter.

Dværgbuskdækning på tyske heder er også tidligere forsøgt estimeret på baggrund af data fra en luftbåren hyperspektral sensor (forfatterne nævner ikke, om platformen er drone eller fly, Schmidt et al. (2017)). Her var nøjagtigheden ikke helt så god, og det er væsentligt dyrere at optage disse data end at anvende data fra Sentinel-missionerne. Omvendt har resultaterne fra dette studie en væsentlig bedre oplosning (3 m). Fra almindelige RGB-ortofotos er der evidens for, at man kan estimerer dækningen af hedelyng med en nøjagtighed på ca. 82 % (Arthur and Malthus 2008).

Opløsningen i ovenstående eksempler er lidt grov til overvågning på prøvefeltsniveau, men vi skønner, at den på længere sigt vil kunne fungere på polygonniveau. Hvis denne metode virker i Danmark, vil man kunne følge dværgbuskdækningen flere gange om året for hele hedearealene uden feltbesøg.

### 5.1.29 Blankt vand

I kontrollovervågningen registreres omfanget af åbent vand i prøvefeltene på to forskellige måder. Siden 2007 er dækningen af blankt vand registreret som antal hits i pin point-rammen, der ikke berører plantearter (herunder mosser og laver), og hvor jordoverfladen vurderes at være permanent vanddækket. Siden 2011 er det registreret, hvor stor en andel af 5-m cirklens areal, der er permanent vanddækket. Der findes en række alternative datakilder til at estimere, hvor stor en procentdel af et område der er dækket med blankt vand. En af dem er at kombinere radar med multispektrale satellitbilleder. Radar er sensitiv over for vand, og man vil muligvis kunne udnytte dette til at lave et estimat for dækningen af blankt vand. Det er ikke en simpel opgave, fordi flere ting kan spille ind på nøjagtigheden; fx kan vegetation, som hænger ind over en vandflade, give støj og gøre det svært at identificere vandfladen (Martinis 2010), mens stærk vind kan påvirke vandoverfladen, så den på radarbilledet ikke ligner vand (Bioresita et al. 2019). Ved at kombinere Sentinel-1 (radar) og Sentinel-2 (multispektrale billeder) data har flere forskerhold for nylig vist, hvordan man med meget høj nøjagtighed (91–99 %) og en meget lav fejlmargin kan identificere permanente og temporære vandflader (Bioresita et al. 2019; Na et al. 2018).

Da metoden er baseret på satellitdata i 10–30 m oplosning, er den næppe tilstrækkelig som alternativ til den nuværende feltindikator, men den kan måske fungere på polygonniveau og vil formentlig kunne forbedres væsentligt, hvis der en dag bliver adgang til egnede data i en finere oplosning. Det er usikkert, hvor lavt vand metoden kan identificere. En stor fordel ved metoden er, at den tillader, at man overvåger vandflader hele året og ikke kun ved feltbesøget. Hvis man alligevel skal have folk i felten, vurderer vi, at det giver bedst mening at estimere vanddækningen dér, men omvendt kan det give god mening at arbejde videre med alternative datakilder til denne indikator, fordi man så får et mere komplet billede af, hvordan vanddækningen ændrer sig over året (se også 7.1.9 ”Vandstandsændringer”).

### 5.1.30 Invasive arter

I dag registreres tilstedeværelsen af en række invasive arter i kontrol-overvågningens prøvefelter og 5-m cirkler, og i kortlægningen vurderes dækningen af hver art i den afgrænsede polygon i kategorierne: 0 %, 1–10 %, 10–25 %, 25–50 %, og 50–100 %. Til overvågning af invasive arter er eDNA efterhånden ganske udbredt, når det handler om akvatisk økosystemer, idet man ret effektivt kan identificere tilstedeværelsen af forskellige invasive arter i vandprøver, men i det terrestriske miljø er eDNA stort set uprøvet til overvågning af invasive arter (Larson et al. 2020; Valentin et al. 2018). Vi vurderer, at man på lang sigt med eDNA formentlig kan overvåge tilstedeværelsen af invasive arter ligesom alle andre plantearter (se 5.1.1 "Artsindeks"), men efter som man endnu ikke har gode metoder til at estimere abundans, kan denne næppe estimeres uden et stort udviklingsarbejde for at finde eg nede metoder hertil.

For en række af de store (> ca. 1 m højde) invasive arter er der efterhånden en del eksempler på, at man kan identificere dem på enten ortofotos eller hyper- eller multi-spektrale billeder (Müllerová et al. 2017; Müllerová et al. 2005). For eksempel har østrigske og slovenske forskere vist, hvordan man kan anvende forårs- og sommer-ortofotos til at identificere bestande af japansk pileurt (Dorigo et al. 2012). Forskerne nædede en nøjagtighed på ca. 61 %, og metoden kunne finde alle de hotspots (dvs. hvor arten var særlig udbredt), der var i testområdet. Det kan lyde lovende, men det er meget vigtigt at kunne finde nyligt opståede bestande og ikke kun hotspots, for det er på det unge stadie, at invasive arter er nemmest og billigst at bekæmpe. Vi vurderer, at vi i Danmark har adgang til ortofotos, der kunne fungere som basis for en lignende metode for store invasive plantearter.

I andre studier demonstreres, hvordan lidar, enten alene eller kombineret med fintopløselige spektrale billeder, kan bruges til at identificere invasive eller problematiske vedplanter – gyvel, glansbladet hæg og rynket rose – i åbne habitater (Hantson et al. 2012; Madsen et al. 2020). Her nås nøjagtigheder mellem 60 % og 86 %. Generelt følger størrelsen af ramerter, der kan identificeres, opløsningen af de data, der anvendes i studierne. Således kan større invasive arter som fx ørkenkorsrod (*Baccharis halimifolia*) identificeres med en lignende nøjagtighed, men med lidt grovere multispektrale billeder (Landsat-8), hvor bedre resultater fås med Sentinel-2, som har en lidt finere rumlig op lösning (Calleja et al. 2019). Dog kan man med rimelig god nøjagtighed (60 til > 90 %) identificere forholdsvis små invasive arter, hvis de står i tilpas simple habitater (Santos and Ustin 2018), som fx vadeflader, og danner forholdsvis store kloner, fx amerikansk vadegræs (*Spartina alterniflora*) (Wang et al. 2015). Et lignende studie viser, at nøjagtigheden, hvormed man kan identificere invasive arter, kan variere en del mellem billeddata fra de forskellige år, så man kan ikke nødvendigvis regne med at opnå den samme nøjagtighed fra år til år (Tian et al. 2020).

Når man ønsker at identificere mindre (< ca. 1 m) invasive arter med remote sensing, er der behov for data i finere rumlig og spektral op lösning. For eksempel har man forsøgt at udvikle metoder til at kortlægge invasive arter som kæmpe-silkeplante (*Asclepias syriaca*), langbladet

vortemælk (*Euphorbia esula*), mangegrenet knopurt (*Centaurea stoebe*), sildig gyldenris (*Solidago gigantea*) og *Campylopus introflexus* (Ewald et al. 2020; Kopeć et al. 2019; Lawrence et al. 2006; Papp et al. 2021; Spanhove et al. 2012). Disse forsøg er baseret på fint opløselige (0,4–5 m) hyperspektrale billeder og opnår generelt nøjagtigheder på > 80 %.

Generelt er det svært eller umuligt at anvende remote sensing-data til at identificere invasive arter i skov, fordi træerne ofte forhindrer, at arterne kan ”ses” fra luften, eller fordi skyggeeffekter nedsætter metoderne effektivitet (Lopatin et al. 2019).

Vi vurderer, at anvendelse af remote sensing til at identificere alle de invasive arter, man ønsker at overvåge, ikke er muligt i dag. Ved et meget stort udviklingsarbejde og investering i en dronepark til optagelse af fint opløselige hyperspektrale billeder vil man formentlig kunne opnå et operationelt acceptabelt niveau for de fleste habitattyper, men næppe i forbindelse med skov, og vi skønner, at det vil være væsentligt dyrere end den nuværende feltbaserede løsning. Det er muligt, at man kan opsætte et system baseret på frit tilgængelige multispektrale billeder og evt. lidar, der med en vis succes kan identificere invasive arter med forholdsvis store ræmter i og uden for prøvefeltene. Der er derfor potentiale for at estimere dækningen af invasive arter i forbindelse med kortlægningen når de udgør mellem 10–100 % (jfr. overstående klasser), men vi vurderer, at dette ikke er tilstrækkeligt, fordi invasive arter helst skal identificeres, mens de endnu er små og dermed nemme og billige at bekæmpe.

Vi ser et potentiale i eDNA-metoder, og det er muligt denne teknologi udvikles, så den kan bruges til effektivt at screene for invasive arter. Pt. er det svært at forestille sig eDNA-metoder, hvor man ikke alligevel skal i felten og indsamle planteprover, og så bliver det samlet set ligeså omstændeligt, som de metoder man bruger i dag (se evt. afsnit 6.1.1 ”eDNA-indeks”).

### 5.1.3.1 Planteartsrigdom og -sammensætning

I naturtypeovervågningen beregnes planteartsrigdom og -sammensætning ud fra plantelisten for hvert prøvefelt eller 5-m cirkel. Det er kompliceret at anvende planteartsrigdom som en indikator i både tilstands-vurdering og indsatsbehovsvurdering, fordi artsrigdommen varierer naturligt mellem habitatet, og fordi man ikke kender artsrigdomspotentialet, dvs. ”dark diversity” (Fløjgaard et al. 2019; Moeslund et al. 2017; Pärtel et al. 2011). Omvendt ved vi, at planteartsrigdom er en god indikator for, hvor høj biodiversiteten generelt er i et givet område (Brunbjerg et al. 2018), og den kan – som i dag – bruges til at følge udviklingen over tid på en given lokalitet. Der findes omfattende litteratur, hvor man på alle mulige måder har forsøgt at estimere artsrigdom ud fra remote sensing-data (Gholizadeh et al. 2020; Polley et al. 2019; Rocchini et al. 2016) – også fra Danmark (fx (Moeslund et al. 2013b; Moeslund et al. 2019; Thers et al. 2017). Man har fx for nylig forsøgt at estimere den lokale artsrigdom i naturlige skove i USA ved at kombinerer luftbåren lidar og en hyperspektral sensor og opnåede på den måde en nøjagtighed mellem 15 og 70 % (Hakkenberg et al. 2018). Der findes ingen remote sensing-studier, som for alle relevante habitatet i Danmark har opnået estimeret med

en operationel nøjagtighed (> 90 %, svarende til, hvad man kan nå ved feltinventering). Generelt udnyttes det faktum, at planteartsrigdom ofte hænger sammen med, hvor meget det omgivende miljø varierer (*environmental heterogeneity-hypotesen*), og det er ofte dét man fanger med remote sensing-data. Nyere studier viser imidlertid, at denne sammenhæng er rumligt afhængig og i mange tilfælde ikke triviel (Heidrich et al. 2020), og det er derfor svært at forestille sig, at man kommer til at kunne frembringe gode estimer for planteartsrigdom over en bred kam med remote sensing, før man bliver i stand til at skelne de enkelte arter i data, og det ligger formentlig langt ude i fremtiden.

eDNA kan måske anvendes til at give rimelige estimer af artsrigdom (Andersen et al. 2012; Deiner et al. 2017; Yoccoz et al. 2012); se afsnit 6.1.1 ”eDNA-indeks”. Vi ser et potentiale i brugen af eDNA og anbefaler derfor, at man på lang sigt arbejder videre med disse metoder (se 5.1.1 ”Artsindeks”, 6.1.1 ”eDNA-indeks” og 6.1.2 ”Udvidet eDNA-indeks”) til at estimere planteartsrigdom og -sammensætning.

### 5.1.32 Skovlysninger

Skovlysninger registreres i kortlægningen som en skønnet arealandel med skovlysninger og angives i fem kategorier for den afgrænsede polygon: 0–1 %, 1–5 %, 5–10 %, 10–20 %, 20–100 %. Skovlysninger er overordentligt svære at identificere med alternative datakilder, fordi de ikke bare består af en tilfældig lysning omgivet af træer, men også omfatter de rette læ- og varmebetingelser samt tilgængelige blomsterressourcer i forholdsvis store mængder. Det betyder ikke, at der ikke er gjort forsøg på at udvikle metoder til at estimere denne vanskelige indikator. Eksempelvis har forskere fra Bulgarien og Kenya samt fra Italien for nylig forsøgt at udvikle metoder, der kombinerer højopløselige ortofotos med bl.a. objektbaseret billedanalyse til at identificere skovlysninger (Bagaram et al. 2018; Nyamgeroh et al. 2018). Generelt fungerede metoden ikke ret godt i løvfældende skov, men rimeligt (> 50 % nøjagtighed) i blandskov. Der er en tendens til, at mange studier laves på såkaldte ”canopy gaps”, altså åbninger i kronedækket, som skyldes et enkelt fældet eller væltet træ (fx Vehmas et al. (2011)), og ikke ”forest glades”, som er det, vi normalt mener med skovlysninger.

Os bekendt findes der endnu ingen studier, der med alternative datakilder har opnået en nøjagtighed, der er tilstrækkelig til, at man vil kunne anvende metoden til at estimere skovlysninger i den forstand, som man refererer til i kortlægningen. Derfor vurderer vi, at det ikke giver mening at arbejde videre med at anvende alternative datakilder til denne indikator.

## **6 Potentielle nye indikatorer i naturtype-overvågningen**

I det følgende gennemgås nye konkrete indikatorer, som kunne inddrages og erstatte eksisterende indikatorer i NOVANA-naturtypeovervågningsprogrammet. Disse opsummeres i Tabel 2 som findes som findes i elektronisk bilag (tabeltekst findes i særskilt faneblad i bilaget) ([http://dce2.au.dk/pub/SR458\\_App2.xlsx](http://dce2.au.dk/pub/SR458_App2.xlsx)). Nederst i hvert afsnit angives, hvilken nuværende indikator de kunne være et alternativ til.

### **6.1.1 eDNA-indeks**

Der er efterhånden en del evidens for, at man kan lave artslister for planter, dyr og svampe vha. eDNA barcoding af jord og vegetationsprøver (Beng and Corlett 2020; Deiner et al. 2017; Drummond et al. 2015; Klunder et al. 2019; Ruppert et al. 2019; Thomsen and Sigsgaard 2019; Yoccoz et al. 2012). Det sidste nye er, at man opsætter DNA-fælder eller insektfælder, som fanger sporer, frø og flyvende insekter, der transporterer via luften, og at disse prøver så ligger til grund for eDNA barcoding som et supplement til substrat- og vegetationsprøver (Banchi et al. 2020; Hardulak et al. 2020). På denne måde kan man – særligt for arter der spredes effektivt i luften, fx svampe og mosser – få et indtryk af, hvilke arter der findes i den omkringliggende natur, og det er vigtig viden for forvaltningen. Hvis man kombinerer eDNA-baserede artslister med en scoregivning (for hver art) som de eksisterende artsscorer, men for en række udvalgte arter fra alle eller mange artsgrupper, vil man kunne lave en indikator for den biologiske tilstand et givet sted, som omfatter mange flere arter end i dag og dermed dækker biodiversiteten bedre. Man kunne basere disse scorere på arternes rødlitestatus og naturtype-tilhørsforhold. Der udestår et stort udviklingsarbejde med bl.a. at fastslå disse scorere og teste hvor mange og hvilke prøver man skal bruge, samt hvordan man undgår eller håndterer kontaminering med fx svampesporer og frø fra arter, som tilfældigt er landet dér, hvor prøven er udtaget. For eksempel viser et nyt studie fra Australien, at det er vigtigt at målrette prøvetagningen mod de artsgrupper, man ønsker at ramme (van der Heyde et al. 2020). eDNA vil kunne bruges til flere af de andre feltbaserede indikatorer, fx artsrigdom og lys-, fugtigheds- og næringsforhold målt med Ellenbergs indikatorværdier (Hill et al. 1999).

Vi ser et potentiale i denne indikator og anbefaler derfor, at man i ikke alt for fjern fremtid igangsætter arbejde med eDNA-metoder i overvågningen mhp. at integrere disse i overvågningen på lang sigt. Se også 5.1.30 ”Invasive arter”.

Alternativ til: Artsindeks

### **6.1.2 Udvidet eDNA-indeks**

I erkendelse af at man ikke kan finde alle arter i eDNA-referencedatabaser, og at det kommer til at kræve en del tid og specialiserede ressourcer at fastlægge meningsfulde scorere for alle arter (som man i dag

har gjort for planterne i artsscoresystemet), som foreslæt i afsnit 6.1.1 ”eDNA-indeks”, er en anden mulighed, at man tildeler en score til hver operationel taksonomisk enhed (OTU) ved modellering baseret på kendte scorer. Det er den fremgangsmåde, som Cordier og kolleger foreslår i et nyligt studie, hvor de modellerer scorer til alle OTU’er baseret på eksisterende scorer for kendte arter (Cordier et al. 2018). For Danmark kunne disse eksisterende scorer være artsscorerne i tilstands-vurderingssystemet (<https://novana.au.dk/naturtyper/kortlaengning/naturtilstand/artstilstand/artsscorer/>). De modellerede scorer beskrevet ovenfor er basalt set bare en vægt fra en sameksistensbaseret model, hvor man ser på, hvilke OTU’er, der forekommer sammen, og som er bedst til at forudse de kendte scorer. De OTU’er, der er vigtigst i sådan en model, får den højeste vægt og dermed de højeste scorer. På den måde kan man så billigt som muligt udnytte al information fra eDNA til at lave et *udvidet eDNA-indeks*, som formodentlig er en meget stærk indikator for den biologiske tilstand et givet sted. Ulemperne ved denne indikator er, at man ikke altid ved, hvilke arter der tæller mest og mindst, at der ikke er nogen garanti for, at de modellerede scorer giver biologisk mening, at der er meget lidt evidens for, hvor godt metoden repræsenterer den biologiske tilstand på et areal. Endelig kræver det et stort udviklingsarbejde og formentlig også opdatering af systemet, efterhånden som man finder flere og flere OTU’er. Som nævnt tidligere er det p.t. ikke muligt at estimere abundansen af arter med eDNA.

Vi ser et potentiale for at lave en god og bredtfavnende indikator med denne metode på lang sigt, men vurderer, at udviklingsarbejdet formentlig er for stort til, at det giver mening at arbejde videre med denne indikator.

Alternativ til: Artsindeks, eDNA-indeks

### 6.1.3 Slåning/klipning

Tidligere studier har vist, at satellitbåren radardata optaget i x- eller c-båndet (8–12 GHz hhv. 4–8 GHz) kan bruges til at identificere slånings- eller klipningshændelser i bl.a. NATURA2000-græsland (De Vroey et al. 2021; Schuster et al. 2011; Taravat et al. 2019; Voormansik et al. 2016). Disse studier identificerer sådanne hændelser korrekt imellem 54 og 100 % af tilfældene, men kan næppe fortælle, om der er tegn på græsning, fordi det er en mere diffus proces som foregår over en meget længere periode end klipning og slåning. Der er også gjort forsøg på at identificere slåning/klipning ved brug af vegetationsindekser (Normalized Difference Vegetation Index, NDVI, og Enhanced Vegetation Index, EVI) fra multispektrale satellitbilleder, hvormed forskerne opnåede en nøjagtighed på 67–85 % (Halabuk et al. 2015). Hvis man kombinerede sådanne metoder med lidar, er det vores vurdering, at man også kunne opnå information om rydning af vegetation.

Generelt udestår en del udviklingsarbejde, som bl.a. indebærer test på danske forhold og undersøgelser af, hvordan naturtypen påvirker resultaterne, før denne indikator kan være klar. DHI-GRAS har allerede et produkt, som bruges til overvågning af klipningshændelser på mark-niveau i Danmark. Det vil skulle undersøges nærmere, hvis

denne indikator ønskes udviklet til at fungere på naturarealer. Vi vurderer generelt, at det måske er muligt at operere med denne indikator, men hvis produktet fra DHI-GRAS ikke kan bruges, er det en langt dyrere indikator, end hvis man alligevel skal på feltbesøg – fx ved plantainventering eller prøvetagning – hvor man på meget kort tid kan registrere den oprindelige indikator i overvåningsprogrammet – *græsning*. Dog vil feltbesøg kun give et estimat for græsning på besøgstids punktet og ikke kunne sige noget om ændring i rydningsfrekvens, høslæt, og græsningstryk over tid.

Alternativ til: Græsning, høslæt og slåning

#### 6.1.4 Bevaringsstatus heder – struktur og arter

I et studie fra 2018 har tyske forskere brugt Sentinel-1 (satellitbåren radar) og Sentinel-2 (satellitbåren multispektral sensor) til at estimere vegetationsstruktur på heder, og i hvor høj grad hedelyng sameksisterer med andre arter (Schmidt et al. 2018). Dette kombinerede de med dæk ningsgraden af hedelyng (se 5.1.28 ”Dværgbuskdækning”) for at udvikle estimer af bevaringsstatus for heder. De opnåede en nøjagtighed på 73–76 %, så der er plads til forbedring, men omvendt er det vigtigt at være opmærksom på, at denne opgave også er svær for mennesker, som heller ikke altid rammer helt rigtigt.

I et lignende studie har man forsøgt at gøre det samme med en luftbåren hyperspektral sensor, men opnåede ikke helt den samme nøjagtighed (65 %, Schmidt et al. (2017)), så noget tyder på, at radar-data er vigtige at få i spil for at fange vegetationsstrukturen rigtigt. I andre studier forsøger forskere – med hyperspektrale satellitbilleder – at estimere fx dæk ningsgraden af blåtop, fordeling af hedelyng på alders klasser og dæk ningsgraden af hedetypiske mosser, som er vigtige indikatorer for hedernes bevaringsstatus (Delalieux et al. 2012; Mücher et al. 2013; Spanhove et al. 2012). Man kunne kombinere disse tilgange og derved måske skabe en samlet indikator for hedernes bevarings status. For de sidstnævnte studiers vedkommende synes metoden endnu temmelig ufærdig, og den rammer ofte forkert, men artiklerne viser omvendt, at indikatorer på en lidt grovere skala – som fx dæk ningsgraden af mosser – i nogle tilfælde godt kan estimeres rimelig præcist på baggrund af fintopløselige hyperspektrale billeder (Spanhove et al. 2012). På grund af et stort udestående udviklingsarbejde og ret stor usikkerhed omkring, hvor operationelle disse metoder vil være, er det vores vurdering, at det ikke giver mening at arbejde videre med denne indikator for nuværende.

Alternativ til: Dværgbuskdækning

#### 6.1.5 Hedelyngs blomsterfænologi

En indikator for, hvilket stadie hedelyng befinner sig i, kan være dens blomstringsfænologi, og denne kan man derfor bruge til at måle dens struktur og alderssammensætning. Det har forskere forsøgt at gøre på et tysk NATURA2000-hedeareal, hvor man vha. dronebaserede hyperspektrale data kunne kortlægge hedelyngs blomsterfænologi og derigennem estimere udbredelsen af unge og gamle populationer

(Neumann et al. 2020). Metoden er noget usikker, kræver endnu meget udvikling og derudover adgang til fintopløselige hyperspektrale data, så vi vurderer, at det ikke er meningsfuldt at gå videre med denne indikator.

Alternativ til: Dværgbuskdækning

#### **6.1.6 Bevaringsstatus græsland – struktur og arter**

I 2015 forsøgte ungarske og østrigske forskere med flybåren lidar at estimere bevaringsstatus for ungarske saltstepper, som er en slags indenlandsk saltpåvirket græsland med meget lav, spredt vegetation (Zlinszky et al. 2015). I Ungarn har man en metode, der minder om den danske, til at estimere bevaringsstatus; man indsamler data for en række parametre, der fortæller noget om vegetationens struktur og arternes sammensætning, og disse anvendes herefter til at vurdere bevaringsstatus for et givet naturområde. Disse parametre kan fx være naturlighed (skala fra 1 til 5), vertikal vegetationsstruktur, førneakkumulering, erosion, forstyrrelser, artspulje (minder om det danske artsscoresystem) mv. Ved udelukkende at bruge flybåren lidar kunne forskerne estimere en lang række af disse parametre og kunne ved sammenlægning af disse estimerter vurdere bevaringsstatus for saltstepperne med en nøjagtighed på omkring 80 %. Nogle parametre kunne estimeres bedre end andre. Det var særlig svært at estimere førneakkumulering og spor fra køretøjer. Studiet er forholdsvis lille og har kun været udført i én habitattype. En klar fordel ved metoden er, at man kan bruge den til at estimere bevaringsstatus over hele polygonfladen, der dækker naturområdet i meget fin oplosning (< 1 m), så den har bestemt potentiale. I et andet studie udført i et tysk militærørdråde med flere forskellige græslandstyper har forskere for nylig forsøgt at estimere både habitatafgrænsning og bevaringsstatus (Neumann et al. 2015). Deres studie var baseret på fintopløselige hyperspektrale billeder, og de var i stand til at estimere bevaringsstatus i indlandsklitter (2330), tørt græsland (6120) og tør hede (4030) med en nøjagtighed fra 45 til 80 %.

Vi vurderer, at en indikator, der opbygges som beskrevet ovenfor, er for usikker at gå videre med i den nærmeste fremtid, bl.a. fordi nøjagtigheden ikke er konsistent god, fordi det er utydeligt, hvordan indikatoren kan omsættes til praktisk forvaltning, og fordi den kun perifert adresserer artsindholdet på et givet sted. Herudover vil metoden være forbundet med et stort udviklingsarbejde, før den kan være klar til at indgå i det danske overvågningsprogram.

Alternativ til: Ingen, ny

#### **6.1.7 Kystdynamik**

Kystdynamik foregår som regel på en større skala end vegetationsplots, og derfor giver det mest mening at måle disse dynamikker på polygonniveau, som det også er tilfældet i dag med indikatoren "Kystsikring". En række studier viser, hvordan man både med spektrale data og lidar kan måle, i hvor høj grad både klitter og strandenge ændrer sig (Al-Masrahy and Mountney 2013; Baughman et al. 2018;

Campbell and Wang 2019; Ewing et al. 2006; Ford and Dickson 2018; Lausch et al. 2020; Le Mauff et al. 2018; Zheng et al. 2020). Dette ville man også kunne gøre i Danmark, og vi vurderer, at sådan en overvågning er relevant ikke mindst på sigt, fordi det er væsentligt at kunne følge med i, i hvor høj grad fremtidige havniveaustigninger og ændrede vind- og nedbørsforhold vil påvirke kystnaturen. Herudover overvåger man med denne metode mere direkte effekterne på naturen end i dag, hvor man kvantificerer kystsikring, men ikke har direkte mål for selve effekterne på naturen af sikringen. Der vil være et væsentligt metodeudviklingsarbejde forbundet med at modning af denne indikator, idet metoderne skal tilpasses danske forhold, men når de først er udviklede, vil en sådan overvågning formentlig være relativt billig i drift.

Alternativ til: Kystsikring

#### 6.1.8 Blomsterressourcer

For de nektar- og pollensøgende insekter er rigelige blomsterressourcer en vigtig del af deres levested. Hvis man kunne estimere mængden af blomsterressourcer over året, ville man få værdifuld viden om, hvorvidt der mangler blomstrende urter i et prøvefelt, men også om hvornår på sæsonen disse mangler. Det giver både direkte information om kvaliteten af området for pollen- og nektar søgende insekter og vil i mange tilfælde også sige noget om græsningsstrykket og dermed give nyttig viden til forvaltningen. Forskning, der adresserer estimering af blomsterressourcer, er ret begrænset, men vi vurderer alligevel, at der faktisk er nogle muligheder, som er lovende, og som kunne afprøves for relativt små penge. Der foregår en del arbejde rundt omkring i Verden med såkaldte phenocams, som man bruger til at studere fx blomsterfænologi over året. Tanken er, at disse kamераer monteres permanent i udvalgte områder og tømmes fx en gang om året. Med deep learning kan man herefter fra de optagede billeder identificere blomsterne og deres farver og udvikle standardiserede mål for estimatorer af blomsterressourcerne (pers. comm. Jeffrey Taylor Kerby, AIAS, Aarhus Universitet, Correia et al. (2020)). Andre forskere arbejder med nært-relatede teknologier, som samlet går under betegnelsen *close-range remote sensing* (Liu et al. 2021). *Close-range* betyder, at sensoren (typisk spektral) er tæt på overfladen, som regel 0,5–20 m. I nogle tilfælde opstættes ligefrem togbaner, der kan føre sensoren hen over større områder (Gamon et al. 2006; Schweiger et al. 2018), men vi vurderer, at dette ikke er realistisk i NOVANA-overvågningen. Generelt vurderer vi, at det er relevant at gå videre med indikatoren *blomsterressourcer*, og at man i hvert fald på sigt vil kunne have stor gavn af at se på muligheden for at estimere blomsterressourcer med fx phenocams, som monteres permanent, men så skjult som muligt på udvalgte steder. Det vil kræve indkøb af kaméraer og en del udviklingsarbejde, før metoden bliver operationel.

Alternativ til: Ingen

### **6.1.9 Vandstandsændringer**

I dag logges vandstandsændringer ikke i de våde naturtyper, fordi det er for ressourcekrævende med vandstandsloggere. Det kan man imidlertid måske gøre med SAR fra satellitter i stedet, navnlig i de åbne habitater. Mikrobølger (radar) er sensitive over for jord- og løvfugtighed, og det kan man udnytte til at estimere vandstanden i et givet område. Eksempelvis viste svenske forskere for nogle år siden, hvordan man kan følge vandstanden i svenske tørvemoser med en nøjagtighed på 86 % ved at bruge en kombination af radar (L-båndet) og lidar (Torbick et al. 2012). I Danmark har vi en lignende tilgængelighed til data, og det er gratis at bruge dem. Der findes også eksempler på, at full-waveform lidar-data kan bruges til at overvåge oversvømmelse i ådale; her rapporteres der tillige om høj nøjagtighed (89 % (Malinowski et al. 2016)), men udfordringen er, at lidar som regel ikke opdateres så ofte som SAR. For at udvikle den SAR-baserede metode til et operationelt niveau kræves en del udvikling, men vi vurderer, at denne indikator er vigtig, og at det giver god mening at arbejde videre med denne.

Alternativ til: Ingen

## 7 Datakilder med potentielle til indirekte måling af tilstand og indsatsbehov

I det følgende gennemgås nye indikatorer til indirekte måling af naturtilstand og indsatsbehov i NOVANA-naturtypeovervågningsprogrammet. Disse opsummeres i Tabel 3, som findes som findes i elektro-nisk bilag ([http://dce2.au.dk/pub/SR458\\_App2.xlsx](http://dce2.au.dk/pub/SR458_App2.xlsx)). Tabeltekst fin-des i særskilt faneblad i bilaget).

### 7.1.1 Skovstruktur

Flere studier har vist, at radar backscatter er følsomt over for jord- og løvfugtighed samt vegetationsstruktur (Bae et al. 2019; Bergen et al. 2009; Betbeder et al. 2017). I et nyligt studie i fem skovregioner i tyske nationalparker viste Bae og kolleger, at radar-data fra Sentinel-1-missionen er lige så gode til at indikere skovstruktur som fintopløselige lidar-data (Bae et al. 2019). Studiet viser, at det er muligt at lave en indikator, som sammenfatter grad af lyspenetrering, højde af krone-dække, areal med små åbninger i kronedækket og variation i vegetati-onshøjden, og at denne indikator kan måles med Sentinel-1- eller fly-båren lidar-data. Metoden fungerer formodentlig ikke på prøvefeltsniveau (15-m cirkel), fordi Sentinel-1-data har en lidt for grov opløsning til dette formål, men vi forventer den kan anvendes på polygonniveau. Der er ikke foretaget målinger, som viser præcist, hvordan denne indikator repræsenterer de fire nævnte strukturfaktorer, så sådan en ud-redning vil skulle indgå i et eventuelt udviklingsarbejde, ligesom me-toden også skal afprøves og testes på danske forhold. Der forestår så-ledes et væsentligt udviklingsarbejde, men metoden vil måske kunne erstatte nogle af de mere simple strukturrelaterede feltmålinger i skov-overvågningen. Den kan dog næppe erstatte målinger af fx dødt ved.

Andre studier anvender lidar-baserede eller billedafledte punktskyer optaget fra fly eller droner til at estimere graden af naturlig skovstruktur (Bater et al. 2009; de Assis Barros and Elkin 2021; Giannetti et al. 2020; Wing et al. 2015). For eksempel har canadiske forskere udviklet et gammelskovsindeks, som baserer sig på 12 forskellige parametre, bl.a. mængden af dødt ved, store træer, veteranisering m.m. (de Assis Barros and Elkin 2021). I studiet anvender de flybåren lidar til at estimere dette indeks for et skovområde på ca. 8000 ha med en nøjagtighed på 50–70 %. Sådan et indeks peger ikke direkte på, hvordan man eventuelt skal ændre forvaltningen af en skov, fordi der som nævnt indgår flere forskellige pa-parametre, men stort set alle de parametre, der indgår, vil fremmes af at lade skoven være urørt, så derfor kan det måske godt være relevant at anvende sådanne indekser i overvågningen fremover. Resultaterne i det nævnte studie er i 20 m opløsning, og det er sandsynligvis for groft til at kunne fungere på prøvefeltsniveau (15-m cirkel), men kan være relevant på polygonniveau. Enkelte studier har anvendt terrestrisk lidar til at esti-mere skovparametre. Eksempelvis har Li et al. (2021a) brugt denne data-kilde til at estimere underskovsbiomasse i meget fin opløsning og med en nøjagtighed, der også ligger på 50–70 %. Vores vurdering er, at den

nøjagtighed, der indtil videre er vist i studierne, ikke er helt god nok til NOVANA-overvågningen.

Selvom førstnævnte studie (de Assis Barros and Elkin 2021) kun er udført i 20 m oplosning og metoden derfor ikke umiddelbart kan implementeres i overvågning på prøvefeltsniveau, vurderer vi, at man med de eksisterende danske lidar data formentlig godt med en lignende metode kan lave datalag i finere oplosning, som kan være anvendelig i overvågningen. En sådan udvikling vil være ret omfattende, fordi der indgår mange parametre og en del udvikling for at øge nøjagtigheden. Ligeledes vurderer vi, at terrestrisk lidar kan være anvendelig til estimering af skovstrukturparametre. Det vil give data i en langt bedre oplosning, og fordi data rummer så mange informationer, er det også vores vurdering, at nøjagtigheden kan øges væsentligt fra det ovenfor nævnte. Omvendt vil terrestrisk lidar betyde, at man skal have folk ud i felten med en scanner, og det vil derfor være væsentligt dyrere og kræve et omfattende udviklingsarbejde, og der vil være større vedligeholdsesudgifter, hvis man vælger at anvende denne datakilde i overvågningen.

### 7.1.2 Landbrugspåvirkninger

Tidligere studier har vist, hvordan man med eDNA kan måle ændringer i fx eukaryotsamfund som følge af påvirkninger med kobber (Yang et al. 2018). Det er derfor nærliggende at overveje, om man kunne lave eDNA-baserede metoder, der fx kan påvise påvirkninger fra landbruget – og fra andre kilder til fremmedstoffer – i form af fx nærings- og pesticidbelastning (Wang et al. 2019). Sådanne metoder er endnu ikke testede, og der er os bekendt ingen videnskabelig evidens herfor. Der vil således være et meget stort udviklingsarbejde, før man eventuelt står med en færdig indikator.

## 8 Referencer

- Al-Masrahy, M.A., & Mountney, N.P. (2013). Remote sensing of spatial variability in aeolian dune and interdune morphology in the Rub' Al-Khali, Saudi Arabia. *Aeolian Research*, 11, 155-170
- Alexander, C., Moeslund, J.E., Bøcher, P.K., Arge, L., & Svenning, J.-C. (2013). Airborne laser scanner (LiDAR) proxies for understory light conditions. *Remote Sensing of Environment*, 134, 152-161
- Amiri, N., Krzystek, P., Heurich, M., & Skidmore, A. (2019). Classification of Tree Species as Well as Standing Dead Trees Using Triple Wavelength ALS in a Temperate Forest. *Remote Sensing*, 11, 2614
- Andersen, K., Bird, K.L., Rasmussen, M., Haile, J., Breuning-Madsen, H., Kjær, K.H., Orlando, L., Gilbert, M.T.P., & Willerslev, E. (2012). Meta-barcoding of 'dirt' DNA from soil reflects vertebrate biodiversity. *Molecular ecology*, 21, 1966-1979
- Andersen, L.W., & Therkildsen, O.R. (2020). Overvågning af Bilag II- og IV-arter baseret på eDNA - muligheder og begrænsninger. In (p. 76). Aarhus: Aarhus University
- Arthur, A.M., & Malthus, T. (2008). An Object-Based Image Analysis Approach to the Classification and Mapping of Calluna Vulgaris Canopies. Conference: *Proceedings of the Remote Sensing and Photogrammetry Society conference 2008, "Measuring change in the Earth system"*
- Asner, G.P., Knapp, D.E., Anderson, C.B., Martin, R.E., & Vaughn, N. (2016). Large-scale climatic and geophysical controls on the leaf economics spectrum. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113, E4043-E4051
- Asner, G.P., & Martin, R.E. (2009). Airborne spectranomics: mapping canopy chemical and taxonomic diversity in tropical forests. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, 269-276
- Axelsson, A., Lindberg, E., & Olsson, H. (2018). Exploring Multispectral ALS Data for Tree Species Classification. *Remote Sensing*, 10, 183
- Axelsson, C., Skidmore, A.K., Schlerf, M., Fauzi, A., & Verhoef, W. (2013). Hyperspectral analysis of mangrove foliar chemistry using PLSR and support vector regression. *International Journal of Remote Sensing*, 34, 1724-1743
- Bae, S., Levick, S.R., Heidrich, L., Magdon, P., Leutner, B.F., Wöllauer, S., Serebryanyk, A., Nauss, T., Krzystek, P., Gossner, M.M., Schall, P., Heibl, C., Bässler, C., Doerfler, I., Schulze, E.-D., Krah, F.-S., Culmsee, H., Jung, K., Heurich, M., Fischer, M., Seibold, S., Thorn, S., Gerlach, T., Hothorn, T., Weisser, W.W., & Müller, J. (2019). Radar vision in the mapping of forest biodiversity from space. *Nature Communications*, 10, 4757

Bagaram, M.B., Giuliarelli, D., Chirici, G., Giannetti, F., & Barbati, A. (2018). UAV Remote Sensing for Biodiversity Monitoring: Are Forest Canopy Gaps Good Covariates? *Remote Sensing*, 10, 1397

Bailly, J.S., Lagacherie, P., Millier, C., Puech, C., & Kosuth, P. (2008). Agrarian landscapes linear features detection from LiDAR: application to artificial drainage networks. *International Journal of Remote Sensing*, 29, 3489-3508

Banchi, E., Ametrano, C.G., Tordoni, E., Stanković, D., Ongaro, S., Tretiach, M., Pallavicini, A., Muggia, L., Verardo, P., Tassan, F., Trobiani, N., Moretti, O., Borney, M.F., & Lazzarin, S. (2020). Environmental DNA assessment of airborne plant and fungal seasonal diversity. *Science of The Total Environment*, 738, 140249

Bao, Y., Lin, L., Wu, S., Kwal Deng, K.A., & Petropoulos, G.P. (2018). Surface soil moisture retrievals over partially vegetated areas from the synergy of Sentinel-1 and Landsat 8 data using a modified water-cloud model. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 72, 76-85

Bater, C.W.B.W., Coops, N.C.C.C., Gergel, S.E.G.E., LeMay, V., & Collins, D. (2009). Estimation of standing dead tree class distributions in northwest coastal forests using lidar remote sensing. *Canadian Journal of Forest Research*, 39, 1080-1091

Baughman, C.A., Jones, B.M., Bodony, K.L., Mann, D.H., Larsen, C.F., Himelstoss, E., & Smith, J. (2018). Remotely Sensing the Morphometrics and Dynamics of a Cold Region Dune Field Using Historical Aerial Photography and Airborne LiDAR Data. *Remote Sensing*, 10, 792

Beng, K.C., & Corlett, R.T. (2020). Applications of environmental DNA (eDNA) in ecology and conservation: opportunities, challenges and prospects. *Biodiversity and Conservation*, 29, 2089-2121

Bergen, K.M., Goetz, S.J., Dubayah, R.O., Henebry, G.M., Hunsaker, C.T., Imhoff, M.L., Nelson, R.F., Parker, G.G., & Radeloff, V.C. (2009). Remote sensing of vegetation 3-D structure for biodiversity and habitat: Review and implications for lidar and radar spaceborne missions. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 114

Betbeder, J., Laslier, M., Hubert-Moy, L., Burel, F., & Baudry, J. (2017). Synthetic Aperture Radar (SAR) images improve habitat suitability models. *Landscape Ecology*, 32, 1867-1879

Betbeder, J., Rapinel, S., Corgne, S., Pottier, E., & Hubert-Moy, L. (2015). TerraSAR-X dual-pol time-series for mapping of wetland vegetation. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 107, 90-98

Bhattacharjee, J., Marttila, H., Haghghi, A.T., Saarimaa, M., Tolvanen, A., Lepistö, A., Futter, M.N., & Kløve, B. (2021). Development of Aerial Photos and LIDAR Data Approaches to Map Spatial and Temporal Evolution of Ditch Networks in Peat-Dominated Catchments. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 147, 04021006

Bioresita, F., Puissant, A., Stumpf, A., & Malet, J.-P. (2019). Fusion of Sentinel-1 and Sentinel-2 image time series for permanent and temporary surface water mapping. *International Journal of Remote Sensing*, 40, 9026-9049

Bowley, C., Andes, A., Ellis-Felege, S., & Desell, T. (2016). Detecting wildlife in uncontrolled outdoor video using convolutional neural networks. In, *2016 IEEE 12th International Conference on e-Science (e-Science)* (pp. 251-259)

Brandtberg, T. (2007). Classifying individual tree species under leaf-off and leaf-on conditions using airborne lidar. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 61, 325-340

Broadbent, E.N., Zambrano, A.M.A., Asner, G.P., Field, C.B., Rosenheim, B.E., Kennedy-Bowdoin, T., Knapp, D.E., Burke, D., Giardina, C., & Cordell, S. (2014). Linking rainforest ecophysiology and microclimate through fusion of airborne LiDAR and hyperspectral imagery. *Ecosphere*, 5, art57

Brunbjerg, A.K., Bruun, H.H., Dalby, L., Fløjgaard, C., Frøslev, T.G., Høye, T.T., Goldberg, I., Læssøe, T., Hansen, M.D.D., Brøndum, L., Skipper, L., Fog, K., & Ejrnæs, R. (2018). Vascular plant species richness and bioindication predict multi-taxon species richness. *Methods in Ecology and Evolution*, 9, 2372-2382

Calleja, F., Ondiviela, B., Galván, C., Recio, M., & Juanes, J.A. (2019). Mapping estuarine vegetation using satellite imagery: The case of the invasive species Baccharis halimifolia at a Natura 2000 site. *Continental Shelf Research*, 174, 35-47

Campbell, A., & Wang, Y. (2019). High Spatial Resolution Remote Sensing for Salt Marsh Mapping and Change Analysis at Fire Island National Seashore. *Remote Sensing*, 11, 1107

Casanovas, P., Black, M., Fretwell, P., & Convey, P. (2015). Mapping lichen distribution on the Antarctic Peninsula using remote sensing, lichen spectra and photographic documentation by citizen scientists. *Polar Research*, 34

Charron, G., Robichaud-Courteau, T., Vigne, H.L., Weintraub, S., Hill, A., Justice, D., Bélanger, N., & Desbiens, A.L. (2020). The DeLeaves: a UAV device for efficient tree canopy sampling. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 8, 245-264

Coops, N.C., Tompaski, P., Nijland, W., Rickbeil, G.J.M., Nielsen, S.E., Bater, C.W., & Stadt, J.J. (2016). A forest structure habitat index based on airborne laser scanning data. *Ecological Indicators*, 67, 346-357

Cordier, T., Forster, D., Dufresne, Y., Martins, C.I.M., Stoeck, T., & Pawłowski, J. (2018). Supervised machine learning outperforms taxonomy-based environmental DNA metabarcoding applied to biomonitoring. *Molecular Ecology Resources*, 18, 1381-1391

Correia, D.L.P., Bouachir, W., Gervais, D., Pureswaran, D., Kneeshaw, D.D., & Grandpré, L.D. (2020). Leveraging Artificial Intelligence for Large-Scale Plant Phenology Studies From Noisy Time-Lapse Images. *IEEE Access*, 8, 13151-13160

Creer, S., Deiner, K., Frey, S., Porazinska, D., Taberlet, P., Thomas, W.K., Potter, C., & Bik, H.M. (2016). The ecologist's field guide to sequence-based identification of biodiversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 7, 1008-1018

de Assis Barros, L., & Elkin, C. (2021). An index for tracking old-growth value in disturbance-prone forest landscapes. *Ecological Indicators*, 121, 107-175

de Vries, J.P.R., Koma, Z., WallisDeVries, M.F., & Kissling, W.D. (2021). Identifying fine-scale habitat preferences of threatened butterflies using airborne laser scanning. *Diversity and Distributions*, 27, 1251-1264

De Vroey, M., Radoux, J., & Defourny, P. (2021). Grassland Mowing Detection Using Sentinel-1 Time Series: Potential and Limitations. *Remote Sensing*, 13, 348

Deiner, K., Bik, H.M., Mächler, E., Seymour, M., Lacoursière-Roussel, A., Altermatt, F., Creer, S., Bista, I., Lodge, D.M., Vere, N.d., Pfrender, M.E., & Bernatchez, L. (2017). Environmental DNA metabarcoding: Transforming how we survey animal and plant communities. *Molecular ecology*, 26, 5872-5895

Delalieux, S., Somers, B., Haest, B., Spanhove, T., Vanden Borre, J., & Mücher, C.A. (2012). Heathland conservation status mapping through integration of hyperspectral mixture analysis and decision tree classifiers. *Remote Sensing of Environment*, 126, 222-231

Dhillon, B.S. (1992). Failure modes and effects analysis — Bibliography. *Microelectronics Reliability*, 32, 719-731

Dorigo, W., Lucieer, A., Podobnikar, T., & Čarni, A. (2012). Mapping invasive Fallopia japonica by combined spectral, spatial, and temporal analysis of digital orthophotos. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 19, 185-195

Doughty, C.E., Asner, G.P., & Martin, R.E. (2011). Predicting tropical plant physiology from leaf and canopy spectroscopy. *Oecologia*, 165, 289-299

Drummond, A.J., Newcomb, R.D., Buckley, T.R., Xie, D., Dopheide, A., Potter, B.C., Heled, J., Ross, H.A., Tooman, L., Grosser, S., Park, D., Demetras, N.J., Stevens, M.I., Russell, J.C., Anderson, S.H., Carter, A., & Nelson, N. (2015). Evaluating a multigene environmental DNA approach for biodiversity assessment. *GigaScience*, 4

Edwards, M.E., Alsos, I.G., Yoccoz, N., Coissac, E., Goslar, T., Gielly, L., Haile, J., Langdon, C.T., Tribsch, A., Binney, H.A., von Stedingk, H., & Taberlet, P. (2018). Metabarcoding of modern soil DNA gives a highly local vegetation signal in Svalbard tundra. *The Holocene*, 28, 2006-2016

Elbrecht, V., & Leese, F. (2015). Can DNA-Based Ecosystem Assessments Quantify Species Abundance? Testing Primer Bias and Biomass—Sequence Relationships with an Innovative Metabarcoding Protocol. *PLOS ONE*, 10, e0130324

Elbrecht, V., Vamos, E.E., Meissner, K., Aroviita, J., & Leese, F. (2017). Assessing strengths and weaknesses of DNA metabarcoding-based macroinvertebrate identification for routine stream monitoring. *Methods in Ecology and Evolution*, 8, 1265-1275

Eldridge, A., Guyot, P., Moscoso, P., Johnston, A., Eyre-Walker, Y., & Peck, M. (2018). Sounding out ecoacoustic metrics: Avian species richness is predicted by acoustic indices in temperate but not tropical habitats. *Ecological Indicators*, 95, 939-952

Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., & Werner, W. (2001). *Zeigerwerte von planzen in Mitteleuropa*. (3rd ed.). Göttingen: Erich Goltze GmbH & Co KG

Erickson, R.A., Merkes, C.M., & Mize, E.L. (2019). Sampling Designs for Landscape-level eDNA Monitoring Programs. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 15, 760-771

Ewald, M., Dupke, C., Heurich, M., Müller, J., & Reineking, B. (2014). LiDAR Remote Sensing of Forest Structure and GPS Telemetry Data Provide Insights on Winter Habitat Selection of European Roe Deer. *Forests*, 5, 1374-1390

Ewald, M., Skowronek, S., Aerts, R., Lenoir, J., Feilhauer, H., Van De Kerchove, R., Honnay, O., Somers, B., Garzón-López, C.X., Rocchini, D., & Schmidlein, S. (2020). Assessing the impact of an invasive bryophyte on plant species richness using high resolution imaging spectroscopy. *Ecological Indicators*, 110, 105882

Ewing, R.C., Kocurek, G., & Lake, L.W. (2006). Pattern analysis of dune-field parameters. *Earth Surface Processes and Landforms*, 31, 1176-1191

Feld, C.K., Martins da Silva, P., Paulo Sousa, J., De Bello, F., Bugter, R., Grandin, U., Hering, D., Lavorel, S., Mountford, O., Pardo, I., Pärtel, M., Römbke, J., Sandin, L., Bruce Jones, K., & Harrison, P. (2009). Indicators of biodiversity and ecosystem services: a synthesis across ecosystems and spatial scales. *Oikos*, 118, 1862-1871

Fernandes, K., van der Heyde, M., Bunce, M., Dixon, K., Harris, R.J., Wardell-Johnson, G., & Nevill, P.G. (2018). DNA metabarcoding—a new approach to fauna monitoring in mine site restoration. *Restoration Ecology*, 26, 1098-1107

Fløjgaard, C., Valdez, J., Dalby, L., Moeslund, J.E., Clausen, K., Ejrnæs, R., Pärtel, M., & Brunbjerg, A.K. (2019). Dark diversity reveals importance of biotic resources and competition for plant diversity across broad environmental gradients. *BioRxiv*

Ford, M.R., & Dickson, M.E. (2018). Detecting ebb-tidal delta migration using Landsat imagery. *Marine Geology*, 405, 38-46

Fraser, R.H., Pouliot, D., & van der Sluijs, J. (2021). UAV and High Resolution Satellite Mapping of Forage Lichen (*Cladonia* spp.) in a Rocky Canadian Shield Landscape. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 1-14

Fredshavn, J.R., & Ejrnæs, R. (2007). Beregning af naturtilstand ved brug af simple indikatorer. Faglig rapport fra DMU nr. 599. In. Aarhus, Denmark: Aarhus University

Frey, J., Asbeck, T., & Bauhus, J. (2020). Predicting Tree-Related Microhabitats by Multisensor Close-Range Remote Sensing Structural Parameters for the Selection of Retention Elements. *Remote Sensing*, 12, 867

Fricker, G.A., Ventura, J.D., Wolf, J.A., North, M.P., Davis, F.W., & Franklin, J. (2019). A Convolutional Neural Network Classifier Identifies Tree Species in Mixed-Conifer Forest from Hyperspectral Imagery. *Remote Sensing*, 11, 2326

Gamon, J.A., Cheng, Y., Claudio, H., MacKinney, L., & Sims, D.A. (2006). A mobile tram system for systematic sampling of ecosystem optical properties. *Remote Sensing of Environment*, 103, 246-254

Genu, A.M., & Dematte, J.A.M. (2011). Prediction of soil chemical attributes using optical remote sensing. *Acta Scientiarum-Agronomy*, 33, 723-727

Gholizadeh, H., Gamon, J.A., Helzer, C.J., & Cavender-Bares, J. (2020). Multi-temporal assessment of grassland  $\alpha$ - and  $\beta$ -diversity using hyperspectral imaging. *Ecological Applications*, 30, e02145

Giannetti, F., Puletti, N., Puliti, S., Travaglini, D., & Chirici, G. (2020). Assessment of UAV photogrammetric DTM-independent variables for modelling and mapping forest structural indices in mixed temperate forests. *Ecological Indicators*, 117, 106513

Gibb, R., Browning, E., Glover-Kapfer, P., & Jones, K.E. (2019). Emerging opportunities and challenges for passive acoustics in ecological assessment and monitoring. *Methods in Ecology and Evolution*, 10, 169-185

Gilichinsky, M., Sandstrom, P., Reese, H., Kivinen, S., Moen, J., & Nilson, M. (2010). Application of national forest inventory for remote sensing classification of ground lichen in Northern Sweden. In A. Peled (Ed.), *Core Spatial Databases - Updating, Maintenance and Services - from Theory to Practice* (pp. 146-152). Gottingen: Copernicus Gesellschaft Mbh

Gottesman, B.L., Olson, J.C., Yang, S., Acevedo-Charry, O., Francomano, D., Martinez, F.A., Appeldoorn, R.S., Mason, D.M., Weil, E., & Pijanowski, B.C. (2021). What does resilience sound like? Coral reef and dry forest acoustic communities respond differently to Hurricane Maria. *Ecological Indicators*, 126, 107635

Guo, L., Fu, P., Shi, T., Chen, Y., Zhang, H., Meng, R., & Wang, S. (2020). Mapping field-scale soil organic carbon with unmanned aircraft system-acquired time series multispectral images. *Soil and Tillage Research*, 196, 104477

Gyamfi-Ampadu, E., Gebreslasie, M., & Mendoza-Ponce, A. (2021). Evaluating Multi-Sensors Spectral and Spatial Resolutions for Tree Species Diversity Prediction. *Remote Sensing*, 13, 1033

Hakkenberg, C.R., Zhu, K., Peet, R.K., & Song, C. (2018). Mapping multi-scale vascular plant richness in a forest landscape with integrated LiDAR and hyperspectral remote-sensing. *Ecology*, 99, 474-487

Halabuk, A., Moyses, M., Halabuk, M., & David, S. (2015). Towards Detection of Cutting in Hay Meadows by Using of NDVI and EVI Time Series. *Remote Sensing*, 7, 6107-6132

Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S.V., Goetz, S.J., Loveland, T.R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C.O., & Townshend, J.R.G. (2013). High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*, 342, 850-853

Hantson, W., Kooistra, L., & Slim, P.A. (2012). Mapping invasive woody species in coastal dunes in the Netherlands: a remote sensing approach using LiDAR and high-resolution aerial photographs. *Applied Vegetation Science*, 15, 536-547

Hardulak, L.A., Morinière, J., Hausmann, A., Hendrich, L., Schmidt, S., Doczkal, D., Müller, J., Hebert, P.D.N., & Haszprunar, G. (2020). DNA metabarcoding for biodiversity monitoring in a national park: Screening for invasive and pest species. *Molecular Ecology Resources*, 20, 1542-1557

Hardy, A.J., Barr, S.L., Mills, J.P., & Miller, P.E. (2012). Characterising soil moisture in transport corridor environments using airborne Li-DAR and CASI data. *Hydrological Processes*, 26, 1925-1936

He, Y., Yang, J., & Guo, X. (2020). Green Vegetation Cover Dynamics in a Heterogeneous Grassland: Spectral Unmixing of Landsat Time Series from 1999 to 2014. *Remote Sensing*, 12, 3826

Heidrich, L., Bae, S., Levick, S., Seibold, S., Weisser, W., Krzystek, P., Magdon, P., Nauss, T., Schall, P., Serebryanyk, A., Wöllauer, S., Ammer, C., Bässler, C., Doerfler, I., Fischer, M., Gossner, M.M., Heurich, M., Hothorn, T., Jung, K., Kreft, H., Schulze, E.-D., Simons, N., Thorn, S., & Müller, J. (2020). Heterogeneity–diversity relationships differ between and within trophic levels in temperate forests. *Nature Ecology & Evolution*, 4, 1204-1212

Hesselbarth, M.H.K., Sciaiani, M., With, K.A., Wiegand, K., & Nowosad, J. (2019). landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. *Ecography*, 42, 1648-1657

Hill, M.O., Mountford, J.O., Roy, D.B., & Bunce, R.G.H. (1999). *Ellenberg's indicator values for British plants*. UK: Natural Environment Research Council

Holdaway, R.J., Wood, J.R., Dickie, I.A., Orwin, K.H., Bellingham, P.J., Richardson, S.J., Lyver, P.O.B., Timoti, P., & Buckley, T.R. (2017). Using DNA metabarcoding to assess New Zealand's terrestrial biodiversity. *New Zealand Journal of Ecology*, 41, 251-252

Holmgren, J., Persson, Å., & Söderman, U. (2008). Species identification of individual trees by combining high resolution LiDAR data with multi-spectral images. *International Journal of Remote Sensing*, 29, 1537-1552

Hovi, A., Korhonen, L., Vauhkonen, J., & Korpela, I. (2016). LiDAR waveform features for tree species classification and their sensitivity to tree- and acquisition related parameters. *Remote Sensing of Environment*, 173, 224-237

Huang, Y., Yu, M., Xu, Q., Sawada, K., Moriguchi, S., Yashima, A., Liu, C., & Xue, L. (2015). InSAR-derived digital elevation models for terrain change analysis of earthquake-triggered flow-like landslides based on ALOS/PALSAR imagery. *Environmental Earth Sciences*, 73, 7661-7668

Huemmrich, K.F., Gamon, J.A., Tweedie, C.E., Campbell, P.K.E., Landis, D.R., & Middleton, E.M. (2013). Arctic Tundra Vegetation Functional Types Based on Photosynthetic Physiology and Optical Properties. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 6, 265-275

Jaihuni, M., Khan, F., Lee, D., Basak, J.K., Bhujel, A., Moon, B.E., Park, J., & Kim, H.T. (2021). Determining Spatiotemporal Distribution of Macronutrients in a Cornfield Using Remote Sensing and a Deep Learning Model. *IEEE Access*, 9, 30256-30266

Jouvet, G., Weidmann, Y., van Dongen, E., Lüthi, M.P., Vieli, A., & Ryan, J.C. (2019). High-Endurance UAV for Monitoring Calving Glaciers: Application to the Inglefield Bredning and Eqip Sermia, Greenland. *Frontiers in Earth Science*, 7

Klunder, L., Duineveld, G.C.A., Lavaleye, M.S.S., van der Veer, H.W., Palsbøll, P.J., & van Bleijswijk, J.D.L. (2019). Diversity of Wadden Sea macrofauna and meiofauna communities highest in DNA from extractions preceded by cell lysis. *Journal of Sea Research*, 152, 101764

Kopeć, D., Zakrzewska, A., Halladin-Dąbrowska, A., Wylazłowska, J., Kania, A., & Niedzielko, J. (2019). Using Airborne Hyperspectral Imaging Spectroscopy to Accurately Monitor Invasive and Expansive Herb Plants: Limitations and Requirements of the Method. *Sensors*, 19, 2871

Korhonen, L., Korpela, I., Heiskanen, J., & Maltamo, M. (2011). Airborne discrete-return LiDAR data in the estimation of vertical canopy cover, angular canopy closure and leaf area index. *Remote Sensing of Environment*, 115, 1065-1080

Larson, E.R., Graham, B.M., Achury, R., Coon, J.J., Daniels, M.K., Gambrell, D.K., Jonassen, K.L., King, G.D., LaRacuente, N., Perrin-Stowe, T.I., Reed, E.M., Rice, C.J., Ruzi, S.A., Thairu, M.W., Wilson, J.C., & Suarez, A.V. (2020). From eDNA to citizen science: emerging tools for the early detection of invasive species. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 18, 194-202

Lausch, A., Schaeppman, M.E., Skidmore, A.K., Truckenbrodt, S.C., Hacker, J.M., Baade, J., Bannehr, L., Borg, E., Bumberger, J., Dietrich, P., Gläßer, C., Haase, D., Heurich, M., Jagdhuber, T., Jany, S., Krönert, R., Möller, M., Mollenhauer, H., Montzka, C., Pause, M., Rogass, C., Salepci, N., Schmullius, C., Schrodt, F., Schütze, C., Schweitzer, C., Selsam, P., Spengler, D., Vohland, M., Volk, M., Weber, U., Wellmann, T., Werban, U., Zacharias, S., & Thiel, C. (2020). Linking the Remote Sensing of Geodiversity and Traits Relevant to Biodiversity—Part II: Geomorphology, Terrain and Surfaces. *Remote Sensing*, 12, 3690

Lawrence, R.L., Wood, S.D., & Sheley, R.L. (2006). Mapping invasive plants using hyperspectral imagery and Breiman Cutler classifications (randomForest). *Remote Sensing of Environment*, 100, 356-362

Le Mauff, B., Juigner, M., Ba, A., Robin, M., Launeau, P., & Fattal, P. (2018). Coastal monitoring solutions of the geomorphological response of beach-dune systems using multi-temporal LiDAR datasets (Vendée coast, France). *Geomorphology*, 304, 121-140

Leese, F., Sander, M., Buchner, D., Elbrecht, V., Haase, P., & Zizka, V.M.A. (2021). Improved freshwater macroinvertebrate detection from environmental DNA through minimized nontarget amplification. *Environmental DNA*, 3, 261-276

Li, S., Wang, T., Hou, Z., Gong, Y., Feng, L., & Ge, J. (2021a). Harnessing terrestrial laser scanning to predict understory biomass in temperate mixed forests. *Ecological Indicators*, 121, 107011

Li, T., Zhu, Z., Cui, J., Chen, J., Shi, X., Zhao, X., Jiang, M., Zhang, Y., Wang, W., & Wang, H. (2021b). Monitoring of leaf nitrogen content of winter wheat using multi-angle hyperspectral data. *International Journal of Remote Sensing*, 42, 4672-4692

Lindberg, E., Briese, C., Doneus, M., Hollaus, M., Schroiff, A., & Pfeifer, N. (2015). Multi-wavelength airborne laser scanning for characterization of tree species. *Proceedings of SilviLaser 2015*

Listopad, C.M.C.S., Köbel, M., Príncipe, A., Gonçalves, P., & Branco, C. (2018). The effect of grazing exclusion over time on structure, biodiversity, and regeneration of high nature value farmland ecosystems in Europe. *Science of The Total Environment*, 610-611, 926-936

Liu, E., Zhao, H., Zhang, S., He, J., Yang, X., & Xiao, X. (2021). Identification of plant species in an alpine steppe of Northern Tibet using close-range hyperspectral imagery. *Ecological Informatics*, 61, 101213

Liu, L., Jing, X., Wang, J., & Zhao, C. (2008). Analysis of the changes of vegetation coverage of western Beijing mountainous areas using remote sensing and GIS. *Environmental Monitoring and Assessment*, 153, 339

Liu, M., Baker, S.C., Burridge, C.P., Jordan, G.J., & Clarke, L.J. (2020a). DNA metabarcoding captures subtle differences in forest beetle communities following disturbance. *Restoration Ecology*, 28, 1475-1484

Liu, M., Clarke, L.J., Baker, S.C., Jordan, G.J., & Burridge, C.P. (2020b). A practical guide to DNA metabarcoding for entomological ecologists. *Ecological Entomology*, 45, 373-385

Lopatin, J., Dolos, K., Kattenborn, T., & Fassnacht, F.E. (2019). How canopy shadow affects invasive plant species classification in high spatial resolution remote sensing. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 5, 302-317

Lopes, C.M., Baêta, D., Valentini, A., Lyra, M.L., Sabbag, A.F., Gasparini, J.L., Dejean, T., Haddad, C.F.B., & Zamudio, K.R. (2020). Lost and found: Frogs in a biodiversity hotspot rediscovered with environmental DNA. *Molecular ecology, Early View*

Ludwig, M., M. Runge, C., Friess, N., Koch, T.L., Richter, S., Seyfried, S., Wraase, L., Lobo, A., Sebastià, M.-T., Reudenbach, C., & Nauss, T. (2020). Quality Assessment of Photogrammetric Methods—A Workflow for Reproducible UAS Orthomosaics. *Remote Sensing*, 12, 3831

Luo, S., Wang, C., Pan, F., Xi, X., Li, G., Nie, S., & Xia, S. (2015). Estimation of wetland vegetation height and leaf area index using airborne laser scanning data. *Ecological Indicators*, 48, 550-559

Macander, M.J., Palm, E.C., Frost, G.V., Herriges, J.D., Nelson, P.R., Roland, C., Russell, K.L.M., Suitor, M.J., Bentzen, T.W., Joly, K., Goetz, S.J., & Hebblewhite, M. (2020). Lichen cover mapping for caribou ranges in interior Alaska and Yukon. *Environmental Research Letters*, 15, 055001

Madsen, B., Treier, U.A., Zlinszky, A., Lucieer, A., & Normand, S. (2020). Detecting shrub encroachment in seminatural grasslands using UAS LiDAR. *Ecology and Evolution*, 10, 4876-4902

Malinowski, R., Höfle, B., Koenig, K., Groom, G., Schwanghart, W., & Heckrath, G. (2016). Local-scale flood mapping on vegetated flood-plains from radiometrically calibrated airborne LiDAR data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 119, 267-279

Martinis, S. (2010). Automatic near real-time flood detection in high resolution X-band synthetic aperture radar satellite data using context-based classification on irregular graphs. In, *Fakultät für Geowissenschaften der Ludwig-Maximilians* (p. 111). Germany: University of Munich

Melin, M., Hinsley, S.A., Broughton, R.K., Bellamy, P., & Hill, R.A. (2018). Living on the edge: utilising lidar data to assess the importance of vegetation structure for avian diversity in fragmented woodlands and their edges. *Landscape Ecology*, 33, 895-910

Merchant, N.D., Fistrup, K.M., Johnson, M.P., Tyack, P.L., Witt, M.J., Blondel, P., & Parks, S.E. (2015). Measuring acoustic habitats. *Methods in Ecology and Evolution*, 6, 257-265

Metcalf, O.C., Barlow, J., Devenish, C., Marsden, S., Berenguer, E., & Lees, A.C. (2021). Acoustic indices perform better when applied at ecologically meaningful time and frequency scales. *Methods in Ecology and Evolution*, 12, 421-431

Michez, A., Lejeune, P., Bauwens, S., Herinaina, A.A.L., Blaise, Y., Castro Muñoz, E., Lebeau, F., & Bindelle, J. (2019). Mapping and Monitoring of Biomass and Grazing in Pasture with an Unmanned Aerial System. *Remote Sensing*, 11, 473

Mienna, I.M., Eldegard, K., Bollandsås, O.M., Gobakken, T., & Ørka, H.O. (2019). Lidar data as indicators for forest biological diversity: a review. In (p. 70). Norway: Norwegian University of Life Sciences

Millard, K., & Richardson, M. (2018). Quantifying the relative contributions of vegetation and soil moisture conditions to polarimetric C-Band SAR response in a temperate peatland. *Remote Sensing of Environment*, 206, 123-138

Mirik, M., Norland, J.E., Crabtree, R.L., & Biondini, M.E. (2005). Hyperspectral One-Meter-Resolution Remote Sensing in Yellowstone National Park, Wyoming: I. Forage Nutritional Values. *Rangeland Ecology and Management*, 58, 452-458, 457

Modzelewska, A., Fassnacht, F.E., & Stereńczak, K. (2020). Tree species identification within an extensive forest area with diverse management regimes using airborne hyperspectral data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 84, 101960

Moeslund, J.E., Arge, L., Bøcher, P.K., Dalgaard, T., Ejrnæs, R., Odgaard, M.V., & Svenning, J.-C. (2013a). Topographically controlled soil moisture drives plant diversity patterns within grasslands. *Biodiversity and Conservation*, 22, 2151-2166

Moeslund, J.E., Arge, L., Bøcher, P.K., Dalgaard, T., Odgaard, M.V., Nygaard, B., & Svenning, J.-C. (2013b). Topographically controlled soil moisture is the primary driver of local vegetation patterns across a lowland region. *Ecosphere*, 4, Article 91

Moeslund, J.E., Brunbjerg, A.K., Clausen, K.K., Dalby, L., Fløjgaard, C., Juel, A., & Lenoir, J. (2017). Using dark diversity and plant characteristics to guide conservation and restoration. *Journal of Applied Ecology*, 54, 1730–1741

Moeslund, J.E., Zlinszky, A., Ejrnæs, R., Brunbjerg, A.K., Bøcher, P.K., Svenning, J.-C., & Normand, S. (2019). Light detection and ranging explains diversity of plants, fungi, lichens, and bryophytes across multiple habitats and large geographic extent. *Ecological Applications*, 29, e01907

Morinière, J., Balke, M., Doczkal, D., Geiger, M.F., Hardulak, L.A., Haszprunar, G., Hausmann, A., Hendrich, L., Regaldo, L., Rulik, B., Schmidt, S., Wägele, J.-W., & Hebert, P.D.N. (2019). A DNA barcode library for 5,200 German flies and midges (Insecta: Diptera) and its implications for metabarcoding-based biomonitoring. *Molecular Ecology Resources*, 19, 900-928

Mu, X., Song, W., Gao, Z., McVicar, T.R., Donohue, R.J., & Yan, G. (2018). Fractional vegetation cover estimation by using multi-angle vegetation index. *Remote Sensing of Environment*, 216, 44-56

Murfitt, S.L., Allan, B.M., Bellgrove, A., Rattray, A., Young, M.A., & Ierodiaconou, D. (2017). Applications of unmanned aerial vehicles in intertidal reef monitoring. *Scientific Reports*, 7, 10259

Murray, N.J., Keith, D.A., Bland, L.M., Ferrari, R., Lyons, M.B., Lucas, R., Pettorelli, N., & Nicholson, E. (2018). The role of satellite remote sensing in structured ecosystem risk assessments. *Science of The Total Environment*, 619-620, 249-257

Mutanga, O., & Kumar, L. (2007). Estimating and mapping grass phosphorus concentration in an African savanna using hyperspectral image data. *International Journal of Remote Sensing*, 28, 4897-4911

Mücher, C.A., Kooistra, L., Vermeulen, M., Borre, J.V., Haest, B., & Haveman, R. (2013). Quantifying structure of Natura 2000 heathland

habitats using spectral mixture analysis and segmentation techniques on hyperspectral imagery. *Ecological Indicators*, 33, 71-81

Müllerová, J., Brůna, J., Bartaloš, T., Dvořák, P., Vítková, M., & Pyšek, P. (2017). Timing Is Important: Unmanned Aircraft vs. Satellite Imagery in Plant Invasion Monitoring. *Frontiers in Plant Science*, 8

Müllerová, J., Pysek, P., Jarosik, V., & Pergl, J. (2005). Aerial photographs as a tool for assessing the regional dynamics of the invasive plant species *Heracleum mantegazzianum*. *Journal of Applied Ecology*, 42, 1042-1053

Mzuku, M., Khosla, R., & Reich, R. (2015). Bare Soil Reflectance to Characterize Variability in Soil Properties. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 46, 1668-1676

Mäyrä, J., Keski-Saari, S., Kivinen, S., Tanhuanpää, T., Hurskainen, P., Kullberg, P., Poikolainen, L., Viinikka, A., Tuominen, S., Kumpula, T., & Vihervaara, P. (2021). Tree species classification from airborne hyperspectral and LiDAR data using 3D convolutional neural networks. *Remote Sensing of Environment*, 256, 112322

Möckel, T., Löfgren, O., Prentice, H.C., Eklundh, L., & Hall, K. (2016). Airborne hyperspectral data predict Ellenberg indicator values for nutrient and moisture availability in dry grazed grasslands within a local agricultural landscape. *Ecological Indicators*, 66, 503-516

Na, X., Zang, S., Wu, C., Tian, Y., & Li, W. (2018). Hydrological Regime Monitoring and Mapping of the Zhalong Wetland through Integrating Time Series Radarsat-2 and Landsat Imagery. *Remote Sensing*, 10, 702

Neumann, C., Behling, R., Schindhelm, A., Itzerott, S., Weiss, G., Wichmann, M., & Müller, J. (2020). The colors of heath flowering – quantifying spatial patterns of phenology in *Calluna* life-cycle phases using high-resolution drone imagery. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 6, 35-51

Neumann, C., Weiss, G., Schmidlein, S., Itzerott, S., Lausch, A., Doktor, D., & Brell, M. (2015). Gradient-Based Assessment of Habitat Quality for Spectral Ecosystem Monitoring. *Remote Sensing*, 7, 2871-2898

Nordberg, M.-L., & Allard, A. (2002). A remote sensing methodology for monitoring lichen cover. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 28, 262-274

Nyamgeroh, B.B., Groen, T.A., Weir, M.J.C., Dimov, P., & Zlatanov, T. (2018). Detection of forest canopy gaps from very high resolution aerial images. *Ecological Indicators*, 95, 629-636

Osińska-Skotak, K., Radecka, A., Piórkowski, H., Michalska-Hejduk, D., Kopeć, D., Tokarska-Guzik, B., Ostrowski, W., Kania, A., & Niedzielko, J. (2019). Mapping Succession in Non-Forest Habitats by

Means of Remote Sensing: Is the Data Acquisition Time Critical for Species Discrimination? *Remote Sensing*, 11, 2629

Papp, L., van Leeuwen, B., Szilassi, P., Tobak, Z., Szatmári, J., Árvai, M., Mészáros, J., & Pásztor, L. (2021). Monitoring Invasive Plant Species Using Hyperspectral Remote Sensing Data. *Land*, 10, 29

Parsaie, F., Farrokhan Firouzi, A., Mousavi, S.R., Rahmani, A., Sedri, M.H., & Homaei, M. (2021). Large-scale digital mapping of topsoil total nitrogen using machine learning models and associated uncertainty map. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193, 162

Pesonen, A., Maltamo, M., Eerikäinen, K., & Packalèn, P. (2008). Air-borne laser scanning-based prediction of coarse woody debris volumes in a conservation area. *Forest Ecology and Management*, 255, 3288-3296

Petrou, Z.I., Manakos, I., & Stathaki, T. (2015). Remote sensing for biodiversity monitoring: a review of methods for biodiversity indicator extraction and assessment of progress towards international targets. *Biodiversity and Conservation*, 24, 2333-2363

Pettorelli, N., Owen, H.J.F., & Duncan, C. (2016). How do we want Satellite Remote Sensing to support biodiversity conservation globally? *Methods in Ecology and Evolution*, 7, 656-665

Pettorelli, N., Ryan, S., Mueller, T., Bunnefeld, N., Jedrzejewska, B., Lima, M., & Kausrud, K. (2011). The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI): unforeseen successes in animal ecology. *Climate Research*, 46, 15-27

Pettorelli, N., Vik, J.O., Mysterud, A., Gaillard, J.-M., Tucker, C.J., & Stenseth, N.C. (2005). Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology & Evolution*, 20, 503-510

Polley, H.W., Yang, C., Wilsey, B.J., & Fay, P.A. (2019). Spectral Heterogeneity Predicts Local-Scale Gamma and Beta Diversity of Mesic Grasslands. *Remote Sensing*, 11, 458

Pärte, M., Szava-Kovats, R., & Zobel, M. (2011). Dark diversity: shedding light on absent species. *Trends in Ecology & Evolution*, 26, 124-128

Rapinel, S., Hubert-Moy, L., Clément, B., Nabucet, J., & Cudennec, C. (2013). Ditch network extraction and hydrogeomorphological characterization using LiDAR-derived DTM in wetlands. *Hydrology Research*, 46, 276-290

Rees, W.G., Tutubalina, O.V., & Golubeva, E.I. (2004). Reflectance spectra of subarctic lichens between 400 and 2400 nm. *Remote Sensing of Environment*, 90, 281-292

Requena-Mullor, J.M., Reyes, A., Escribano, P., & Cabello, J. (2018). Assessment of ecosystem functioning from space: Advancements in the Habitats Directive implementation. *Ecological Indicators*, 89, 893-902

Ring, J. (1963). The Laser in Astronomy. *New Scientist*, June 20, 672-673

Rocchini, D., Boyd, D.S., Féret, J.-B., Foody, G.M., He, K.S., Lausch, A., Nagendra, H., Wegmann, M., & Pettorelli, N. (2016). Satellite remote sensing to monitor species diversity: potential and pitfalls. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 2, 25-36

Roelens, J., Höfle, B., Dondeyne, S., Van Orshoven, J., & Diels, J. (2018a). Drainage ditch extraction from airborne LiDAR point clouds. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 146, 409-420

Roelens, J., Rosier, I., Dondeyne, S., Van Orshoven, J., & Diels, J. (2018b). Extracting drainage networks and their connectivity using LiDAR data. *Hydrological Processes*, 32, 1026-1037

Ruppert, K.M., Kline, R.J., & Rahman, M.S. (2019). Past, present, and future perspectives of environmental DNA (eDNA) metabarcoding: A systematic review in methods, monitoring, and applications of global eDNA. *Global Ecology and Conservation*, 17, e00547

Räsänen, A., Juutinen, S., Kalacska, M., Aurela, M., Heikkinen, P., Mäenpää, K., Rimali, A., & Virtanen, T. (2020). Peatland leaf-area index and biomass estimation with ultra-high resolution remote sensing. *GIScience & Remote Sensing*, 57, 943-964

Sanders, A. (2017). Mapping the Distribution of Understorey Rhododendron Ponticum Using Low-Tech Multispectral UAV Derived Imagery. In R. Díaz-Delgado, R. Lucas, & C. Hurford (Eds.), *The Roles of Remote Sensing in Nature Conservation: A Practical Guide and Case Studies* (pp. 167-181). Cham: Springer International Publishing

Sankey, T., Donager, J., McVay, J., & Sankey, J.B. (2017). UAV lidar and hyperspectral fusion for forest monitoring in the southwestern USA. *Remote Sensing of Environment*, 195, 30-43

Santos, M.J., & Ustin, S.L. (2018). Spectral Identification of Native and Non-Native Plant Species for Biodiversity Assessments. In, *IGARSS 2018 - 2018 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium* (pp. 3420-3423)

Schmidt, J., Fassnacht, F.E., Förster, M., & Schmidlein, S. (2018). Synergistic use of Sentinel-1 and Sentinel-2 for assessments of heathland conservation status. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 4, 225-239

Schmidt, J., Fassnacht, F.E., Neff, C., Lausch, A., Kleinschmit, B., Förster, M., & Schmidlein, S. (2017). Adapting a Natura 2000 field guideline for a remote sensing-based assessment of heathland conservation status. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 60, 61-71

Schmidlein, S. (2005). Imaging spectroscopy as a tool for mapping Ellenberg indicator values. *Journal of Applied Ecology*, 42, 966-974

Schulte to Bühne, H., & Pettorelli, N. (2018). Better together: Integrating and fusing multispectral and radar satellite imagery to inform biodiversity monitoring, ecological research and conservation science. *Methods in Ecology and Evolution*, 9, 849-865

Schuster, C., Ali, I., Lohmann, P., Frick, A., Förster, M., & Kleinschmit, B. (2011). Towards Detecting Swath Events in TerraSAR-X Time Series to Establish NATURA 2000 Grassland Habitat Swath Management as Monitoring Parameter. *Remote Sensing*, 3

Schweiger, A.K., Cavender-Bares, J., Townsend, P.A., Hobbie, S.E., Madritch, M.D., Wang, R., Tilman, D., & Gamon, J.A. (2018). Plant spectral diversity integrates functional and phylogenetic components of biodiversity and predicts ecosystem function. *Nature Ecology & Evolution*, 2, 976-982

Simonson, W.D., Allen, H.D., & Coomes, D.A. (2013). Remotely sensed indicators of forest conservation status: Case study from a Natura 2000 site in southern Portugal. *Ecological Indicators*, 24, 636-647

Spanhove, T., Vanden Borre, J., Delalieux, S., Haest, B., & Paelinckx, D. (2012). Can remote sensing estimate fine-scale quality indicators of natural habitats? *Ecological Indicators*, 18, 403-412

St-Onge, B., & Budei, B.C. (2015). Individual tree species identification using the multispectral return intensities of the Optech Titan lidar system. *Proceedings of SilviLaser 2015*

Sun, J., Shi, S., Gong, W., Yang, J., Du, L., Song, S., Chen, B., & Zhang, Z. (2017). Evaluation of hyperspectral LiDAR for monitoring rice leaf nitrogen by comparison with multispectral LiDAR and passive spectrometer. *Scientific Reports*, 7, 40362

Sun, Y., Xin, Q., Huang, J., Huang, B., & Zhang, H. (2019). Characterizing Tree Species of a Tropical Wetland in Southern China at the Individual Tree Level Based on Convolutional Neural Network. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 12, 4415-4425

Saarinen, N., Vastaranta, M., Näsi, R., Rosnell, T., Hakala, T., Honkavaara, E., Wulder, M.A., Luoma, V., Tommaselli, A.M.G., Imai, N.N., Ribeiro, E.A.W., Guimarães, R.B., Holopainen, M., & Hyppä, J. (2018). Assessing Biodiversity in Boreal Forests with UAV-Based Photogrammetric Point Clouds and Hyperspectral Imaging. *Remote Sensing*, 10, 338

Takada, M., Mishima, Y., & Natsume, S. (2009). Estimation of surface soil properties in peatland using ALOS/PALSAR. *Landscape and Ecological Engineering*, 5, 45-58

Taravat, A., Wagner, M.P., & Oppelt, N. (2019). Automatic Grassland Cutting Status Detection in the Context of Spatiotemporal Sentinel-1 Imagery Analysis and Artificial Neural Networks. *Remote Sensing*, 11, 711

Thers, H., Brunbjerg, A.K., Læssøe, T., Ejrnæs, R., Bøcher, P.K., & Svenning, J.-C. (2017). Lidar-derived variables as a proxy for fungal species richness and composition in temperate Northern Europe. *Remote Sensing of Environment*, 200, 102–113

Thomsen, P.F., & Sigsgaard, E.E. (2019). Environmental DNA metabarcoding of wild flowers reveals diverse communities of terrestrial arthropods. *Ecology and Evolution*, 9, 1665-1679

Thomsen, P.F., & Willerslev, E. (2015). Environmental DNA – An emerging tool in conservation for monitoring past and present biodiversity. *Biological Conservation*, 183, 4-18

Tian, J., Wang, L., Yin, D., Li, X., Diao, C., Gong, H., Shi, C., Menenti, M., Ge, Y., Nie, S., Ou, Y., Song, X., & Liu, X. (2020). Development of spectral-phenological features for deep learning to understand Spartina alterniflora invasion. *Remote Sensing of Environment*, 242, 111745

Timm, B.C., Smith, S.M., & Greenspan, S.E. (2014). Remotely sensed mapping of *Ammophila* spp. distribution and density at Cape Cod National Seashore. *Journal of Coastal Research*, 30, 862-867, 866

Torbick, N., Persson, A., Olefeldt, D., Frolking, S., Salas, W., Hagen, S., Crill, P., & Li, C. (2012). High Resolution Mapping of Peatland Hydro-period at a High-Latitude Swedish Mire. *Remote Sensing*, 4, 1974-1994

Toth, C., & Józków, G. (2016). Remote sensing platforms and sensors: A survey. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 115, 22-36

Valentin, R.E., Fonseca, D.M., Nielsen, A.L., Leskey, T.C., & Lockwood, J.L. (2018). Early detection of invasive exotic insect infestations using eDNA from crop surfaces. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16, 265-270

van der Heyde, M., Bunce, M., Wardell-Johnson, G., Fernandes, K., White, N.E., & Nevill, P. (2020). Testing multiple substrates for terrestrial biodiversity monitoring using environmental DNA metabarcoding. *Molecular Ecology Resources*, 20, 732-745

Vanden Borre, J., Paelinckx, D., Mücher, C.A., Kooistra, L., Haest, B., De Blust, G., & Schmidt, A.M. (2011). Integrating remote sensing in Natura 2000 habitat monitoring: Prospects on the way forward. *Journal for Nature Conservation*, 19, 116-125

Vehmas, M., Eerikäinen, K., Peuhkurinen, J., Packalén, P., & Maltamo, M. (2009). Identification of boreal forest stands with high herbaceous

plant diversity using airborne laser scanning. *Forest Ecology and Management*, 257, 46–53

Vehmas, M., Packalén, P., Maltamo, M., & Eerikäinen, K. (2011). Using airborne laser scanning data for detecting canopy gaps and their under-story type in mature boreal forest. *Annals of Forest Science*, 68, 825-835

Voormansik, K., Jagdhuber, T., Zalite, K., Noorma, M., & Hajnsek, I. (2016). Observations of Cutting Practices in Agricultural Grasslands Using Polarimetric SAR. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 9, 1382-1396

Wang, A., Chen, J., Jing, C., Ye, G., Wu, J., Huang, Z., & Zhou, C. (2015). Monitoring the Invasion of *Spartina alterniflora* from 1993 to 2014 with Landsat TM and SPOT 6 Satellite Data in Yueqing Bay, China. *PLOS ONE*, 10, e0135538

Wang, H.-j., Fan, W.-j., Cui, Y.-k., Zhou, L., Yan, B.-y., Wu, D.-h., & Xu, X.-r. (2010). Hyperspectral Remote Sensing Monitoring of Grassland Degradation. *Spectroscopy and Spectral Analysis*, 30, 2734-2738

Wang, P., Yan, Z., Yang, S., Wang, S., Zheng, X., Fan, J., & Zhang, T. (2019). Environmental DNA: An Emerging Tool in Ecological Assessment. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 103, 651-656

Wang, Z., Ginzler, C., & Waser, L.T. (2020). Assessing structural changes at the forest edge using kernel density estimation. *Forest Ecology and Management*, 456, 117639

Weinstein, B.G. (2018). A computer vision for animal ecology. *Journal of Animal Ecology*, 87, 533-545

Winding, A., Bang-Andreasen, T., Hansen, L.H., Panitz, F., Krogh, P.H., Krause-Jensen, D., Staehr, P., Nicolaisen, M., Hendriksen, N.B., Sapkota, R., Santos, S., & Andersen, L.W. (2019). eDNA in environmental monitoring. In, *Technical Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy* (p. 44). Aarhus: Aarhus University

Wing, B.M., Ritchie, M.W., Boston, K., Cohen, W.B., & Olsen, M.J. (2015). Individual snag detection using neighborhood attribute filtered airborne lidar data. *Remote Sensing of Environment*, 163, 165-179

Xu, Y., Smith, S.E., Grunwald, S., Abd-Elrahman, A., Wani, S.P., & Nair, V.D. (2018). Estimating soil total nitrogen in smallholder farm settings using remote sensing spectral indices and regression kriging. *Catena*, 163, 111-122

Yang, J., Xie, Y., Jeppe, K., Long, S., Pettigrove, V., & Zhang, X. (2018). Sensitive community responses of microbiota to copper in sediment toxicity test. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 37, 599-608

Yao, X., Feng, W., Zhu, Y., Tian, Y.C., & Cao, W.X. (2007). A non-destructive and real-time method of monitoring leaf nitrogen status in wheat. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 50, 935-942

Yoccoz, N.G., Bráthen, K.A., Gielly, L., Haile, J., Edwards, M.E., Goslar, T., von Stedingk, H., Brysting, A.K., Coissac, E., Pompanon, F., Sønstebo, J.H., Miquel, C., Valentini, A., de Bello, F., Chave, J., Thuiller, W., Wincker, P., Cruaud, C., Gavory, F., Rasmussen, M., Gilbert, M.T.P., Orlando, L., Brochmann, C., Willerslev, E., & Taberlet, P. (2012). DNA from soil mirrors plant taxonomic and growth form diversity. *Molecular ecology*, 21, 3647-3655

Yu, X., Hyppä, J., Litkey, P., Kaartinen, H., Vastaranta, M., & Holopainen, M. (2017). Single-Sensor Solution to Tree Species Classification Using Multispectral Airborne Laser Scanning. *Remote Sensing*, 9, 108

Zahawi, R.A., Dandois, J.P., Holl, K.D., Nadwodny, D., Reid, J.L., & Ellis, E.C. (2015). Using lightweight unmanned aerial vehicles to monitor tropical forest recovery. *Biological Conservation*, 186, 287-295

Zellweger, F., Baltensweiler, A., Ginzler, C., Roth, T., Braunisch, V., Bugmann, H., & Bollmann, K. (2016). Environmental predictors of species richness in forest landscapes: abiotic factors versus vegetation structure. *Journal of Biogeography*, 43, 1080-1090

Zhang, J., Wei, Q., Xiong, S., Shi, L., Ma, X., Du, P., & Guo, J. (2020). A spectral parameter for the estimation of soil total nitrogen and nitrate nitrogen of winter wheat growth period. *Soil Use and Management*, n/a

Zheng, Z., Du, S., Du, S., & Zhang, X. (2020). A multiscale approach to delineate dune-field landscape patches. *Remote Sensing of Environment*, 237, 111591

Zhou, T., Geng, Y., Chen, J., Pan, J., Haase, D., & Lausch, A. (2020). High-resolution digital mapping of soil organic carbon and soil total nitrogen using DEM derivatives, Sentinel-1 and Sentinel-2 data based on machine learning algorithms. *Science of The Total Environment*, 729, 138244

Zhou, T., Geng, Y., Ji, C., Xu, X., Wang, H., Pan, J., Bumberger, J., Haase, D., & Lausch, A. (2021). Prediction of soil organic carbon and the C:N ratio on a national scale using machine learning and satellite data: A comparison between Sentinel-2, Sentinel-3 and Landsat-8 images. *Science of The Total Environment*, 755, 142661

Zlinszky, A., Deák, B., Kania, A., Schroiff, A., & Pfeifer, N. (2015). Mapping Natura 2000 habitat conservation status in a pannonic salt steppe with airborne laser scanning. *Remote Sensing*, 7, 2991-3019

Zlinszky, A., Schroiff, A., Kania, A., Deák, B., Mücke, W., Vári, Á., Székely, B., & Pfeifer, N. (2014). Categorizing grassland vegetation with full-waveform airborne laser scanning: a feasibility study for detecting Natura 2000 habitat types. *Remote Sensing*, 6, 8056-8087

Ørka, H.O., Næsset, E., & Bollandsås, O.M. (2009). Classifying species of individual trees by intensity and structure features derived from air-borne laser scanner data. *Remote Sensing of Environment*, 113, 1163-1174

## Appendiks 1

Oversigt over supplerende søgetermer, som er anvendt for at sikre så god litteraturdækning som mulig:

("species identification" OR "species identity") AND (plant OR plants) AND ("airborne lidar" OR "dna metabarcoding" OR "environmental dna" OR "geographic information" OR "light detection" OR "remote sensing" OR "airborne laser" OR "aperture radar" OR "difference vegetation index" OR "hyperspectral imagery" OR "laser scanner" OR "laser scanning" OR "multispectral imagery" OR "normalized difference vegetation index" OR "remotely sensed" OR "satellite imagery" OR "satellite images" OR "satellite remote" OR "spectral mixture" OR "synthetic aperture radar" OR "unmanned aerial" OR edna OR e-dna) AND NOT (corona or covid)

("Tree cover") AND ("fine scale" OR "fine-scale" OR "high resolution" OR "fine resolution") AND (lidar OR ALS OR "light detection and ranging")

("Bryophyte" OR "Bryophytes" OR "moss") AND ("remote sensing" OR "lidar" OR "light detection and ranging" OR radar OR hyperspectral OR multispectral OR edna)

(lichen OR lichens) AND ("remote sensing" OR "lidar" OR "light detection and ranging" OR radar OR hyperspectral OR multispectral OR edna)

(carbon AND nitrogen) AND ("remote sensing" OR "lidar" OR "light detection and ranging" OR radar OR hyperspectral OR multispectral)

(Ellenberg) AND ("remote sensing" OR "lidar" OR "light detection and ranging" OR radar OR hyperspectral OR multispectral OR edna)

("nitrogen" OR phosphor OR phosphorous) AND ("remote sensing" OR "lidar" OR "light detection and ranging" OR radar OR hyperspectral OR multispectral)

("bare soil") AND ("remote sensing" OR "lidar" OR "light detection and ranging" OR radar OR hyperspectral OR multispectral)

("bare soil" AND fraction) AND ("remote sensing" OR "lidar" OR "light detection and ranging" OR radar OR hyperspectral OR multispectral)

lidar AND grazing AND vegetation AND structure

(ditch OR drainage OR drain OR ditches) AND ("remote sensing" OR "lidar" OR "light detection and ranging" OR radar OR hyperspectral OR multispectral)

radar terrain elevation changes

sar vegetation moisture

lidar ellenberg moisture

("natural watercourse" OR "natural watercourses" OR "meander" OR meandering) AND ("thermal camera" OR "remote sensing" OR "lidar" OR "light detection and ranging" OR radar OR hyperspectral OR multispectral)

(leymus or ammophila) AND ("remote sensing" OR "lidar" OR "light detection and ranging" OR radar OR hyperspectral OR multispectral OR edna)

("wood edge" OR "Forest edge" OR "woodland edge") AND ("remote sensing" OR "lidar" OR "light detection and ranging" OR radar OR hyperspectral OR multispectral OR edna)

Herudover har vi inkluderet en række tilfældige fund, fx studier, som de fremsøgte papers har citeret.

## UDREDNING AF ALTERNATIVE DATAKILDER I NOVANA-PROGRAMMETS NATURTYPEOVERVÅGNING

Denne rapport rummer en screening af alternative datakilder til de indikatorer, der er i dag anvendes i kortlægning og overvågning af terrestriske habitatnaturtyper i Danmark. I rapporten viser vi, at der findes en række alternative datakilder til både nuværende indikatorer og eventuelt nye indikatorer i kortlægningen og overvågningen. Der findes dog ingen hyldevarer, som uden videre kan drages ind i det arbejde. Vi prioriterer alle omfattede alternative datakilder mht. pris, operationalitet og evidens. Vi vurderer, at der i dag findes enkelte indikatorer, som med relativt lille udviklings- og afprøvningsindsats kan beregnes med udgangspunkt i alternative datakilder (flybåren laserscanning) fremover. Vi vurderer derudover, at der findes et antal alternative datakilder, som på længere sigt formodentlig kan inddrages i kortlægningen og overvågningen

ISBN: 978-87-7156-622-2

ISSN: 2244-9981