

Fagligt grundlag for overvågning af naternationalparker

Fagligt notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

Dato: 20. December 2023 | **67**



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Fagligt notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

Kategori: Rådgivningsnotat

Titel: Fagligt grundlag for overvågning af naturnationalparker

Forfattere: Rasmus Ejrnæs, Jesper E Moeslund, Camilla Fløjgaard, Jesper Bladt, Ane Kirstine Brunbjerg

Institution: Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet

Faglig kommentering: Beate Strandberg, Liselotte Sander Johansson, Christian Kjær, Jacob Heilmann-Clausen

Kvalitetssikring, DCE: Jesper R. Fredshavn

Rekvirent: Naturstyrelsen

Ekstern kommentering: Naturstyrelsen. Kommentarerne findes her:
http://dce2.au.dk/pub/komm/N2023_67_komm.pdf

Bedes citeret: Ejrnæs, R., Moeslund, J. E., Fløjgaard, C., Bladt, J. & Brunbjerg, A. K. 2023. Fagligt grundlag for overvågning af naturnationalparker. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 20 s. – Fagligt notat nr. 2023|67

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Sideantal: 20

Indhold

1	Indledning	4
2	Metode	5
3	Diskussion	15
4	Litteratur	17

1 Indledning

Af bestillingen til nærværende projekt om overvågning af naturnationalparker fremgår, at Danmark får minimum 15 nye naturnationalparker, og der skal gennemføres en overvågning af biodiversiteten i disse, så det kan følges, hvordan og i hvilket omfang biodiversiteten responderer på den ændrede forvaltningspraksis ved etablering af naturnationalparkerne. Med en tilladelse til etablering af en naturnationalpark følger også en pligt til, i overensstemmelse med forvaltningsplanen, at overvåge udviklingen i naturnationalparkerne, og dermed skal der udvikles et overvågningsprogram.

Efter aftale med Naturstyrelsen udarbejder DCE en teknisk anvisning til overvågning af statens naturnationalparker på niveau 1 i 2023. Niveau 1 rummer en generel overvågning af vegetation, samt udtagning af miljø-dna fra jord og vand med henblik på at beskrive udviklingen af biota og de fysisk-kemiske rammer for biodiversiteten i områderne. Endvidere rummer niveau 1 en målrettet eftersøgning og kortlægning af særligt truede arter (Moeslund m.fl. 2019) i naturnationalparkerne med henblik på at etablere en baseline for disse. Baseret på denne kortlægning udvælges et mindre antal truede arter, der kan fungere som "flagskibsarter" for hver naturnationalpark, hvis udvikling følges som led i overvågningen.

I 2024 følger en teknisk anvisning til overvågning på niveau 2, som rummer en kortlægning af genopretningsindsatser, en automatiseret overvågning med eksempelvis kamerafælder og remote sensing, og overvågning målrettet effekter af konkrete forvaltningstiltag.

Formålet med den samlede overvågning på niveau 1 og 2 er at kunne rapportere retvisende om biodiversitetens tilstand og udvikling i naturnationalparkerne.

Udover beskrivelsen af metoder i en teknisk anvisning, vil vi efter aftale med Naturstyrelsen foretage en stratificeret udlægning af prøvefelter, samt udpegning af områder til screening for truede arter for de første 5 ud af de 15 naturnationalparker, hvor der er udarbejdet planer, nemlig Almindingen, Grib Skov, Tranum, Fussingø og Stråsø.

2 Metode

Kernen i basisovervågningen på niveau 1 er faste prøvefelter, som overvåges for forekomsten af karplanter (urter, buske og træer), og hvor vegetationens struktur beskrives i form af højde og blomstring af urtevegetation, dækningsgrad af forskellige funktionelle grupper (mosser, laver, græsser, urter, dværgbuske, buske, træer) og størrelsen af levende og døde træer. Denne form for vegetationsbaseret overvågning er vidt udbredt i Europa (Gerard et al. 2023) og velafprøvet i overvågningen af de landbaserede naturtyper i det nationale overvågningsprogram NOVANA, hvor de empiriske data udgør kernen i vurderingen af naturtypernes bevaringsstatus (Nygaard m.fl. netpublikation, Fredshavn m.fl. 2019, Nygaard m.fl. 2020, Ejrnæs m.fl. 2021).

Den største informationsværdi mht. bevaringsstatus i overvågningen ligger i sammensætningen af plantearter, som giver mulighed for at få indikation på miljøforhold som fugtighed, surhedsgrad, næringsrigdom og lys. Derfor lægger vi den største indsats i overvågningen her. Artslisten af karplanter bidrager med tre vigtige typer af informationer. For det første kan man lave en pålidelig kalibrering af miljøbetingelserne ud fra artslisten, for det andet er visse af planterne følsomme over for habitatødelæggelser og for det tredje er artsrigdommen af planter en god indikator for artsrigdommen af andre arter (Brunbjerg m.fl. 2019). Der er naturligvis vigtige informationer om biodiversiteten, som ikke kan repræsenteres af en planteliste, eksempelvis de mange arter af svampe og dyr, som lever på helt særlige substrater som fx møg, ådsler, bark, blomster, sten eller dødt ved. For disse arter vil vi øge overvågningens udsagnskraft ved at inkludere opmåling af store træer, dødt ved, vegetationshøjde, blomstring, møg, mikrotopografisk variation samt dækningsgraden af forskellige overfladekategorier – bar jord, vand og funktionelle grupper af planter, mosser, laver, alger mv.

Planter fordeler sig efter miljøgradienter i lys, næringsmængde, fugtighed, salinitet, pH og temperatur. Denne viden er sat i system i form af Ellenberg's indikatorværdier, som indikerer planternes optimum langs gradienterne (Ellenberg 1991). Når man beregner gennemsnittet af indikatorværdierne for et cirkulært areal med radius 5 m (5m cirkel) får man en pålidelig indikation (biokalibrering) af miljøforholdene, som kan bruges til at vurdere bevaringsstatus (Andersen m.fl. 2013) eller til at forudsige levevilkårene for og diversiteten af andre arter (Brunbjerg m.fl. 2018). Planterne er også resurser for heterotrofe insekter og svampe, og kan derfor bruges til at forudsige artsrigdommen af disse (Brunbjerg m.fl. 2018, Bruun m.fl. 2022).

Selvom metoden er overført fra NOVANA's terrestriske overvågning, vurderer vi at karplanter også kan bidrage med relevant viden om tilstand og udvikling af biodiversitet i søer og vandløb. For det første er karplanterne stærkt påvirkede af eutrofiering, fysisk udformning og forstyrrelsesregime i søer og vandløb – med en lang række truede arter knyttet til renvandede søer og naturlige vandløb, fx lobelie, strandbo og arter af vandaks, men listen er meget længere end det. Også små pionérplanter, som kræver forstyrrelser og hydrologisk variation, er repræsenteret, som fx sylblad, dyndurt og brun fladaks. Biokalibrering kan foregå ved Ellenberg-værdier, men kan også foregå ved beregning af ordinationsscorer og korrelation af disse med underliggende miljøvariabler eller forekomsten af andre artsgrupper end planter. På dette punkt er de limniske miljøer ikke radikalt anderledes end de terrestriske. På

land er det også invertebrater og svampe, som udgør langt hovedparten af den samlede biodiversitet – men det er stadigvæk planterne, som udgør grundlaget for fødenettene, som omfatter interaktionerne med andre arter. I søer vil arter af planteplankton naturligvis mangle i artslisten, men de vil være repræsenteret i eDNA fra vandprøverne, ligesom tilfældet er med svampe i terrestriske økosystemer.

Man kan indvende, at en planteliste virker som en meget indirekte måde at måle miljøforholdene på. Hvorfor ikke bare måle lys, næring, fugtighed, salinitet og pH direkte med måleinstrumenter? Det er ikke så let i praksis, fordi eksempelvis lys, næring og fugtighed varierer meget i tid og rum, og næringsstoffer er vanskelige at måle, fordi de normalt enten er i cirkulation i det biologiske kredsløb eller er mere eller mindre hårdt bundet til organisk eller uorganisk materiale, så det i praksis er svært at få et mål for tilgængeligheden af næringsstoffer for plantevæksten. Planterne har den fordel, at vegetationen ofte er overvejende flerårig og på den måde integrerer miljøforholdene set over en længere periode frem for blot et øjebliksbillede, som man måler med et instrument eller i en jordprøve i laboratoriet. Således fandt Andersen m.fl. (2013), at biokalibrering med Ellenberg's indikatorværdier var langt mere omkostningseffektivt til vurdering af bevaringsstatus i rigkær end forskellige typer af fysisk-kemiske målinger. Fordelen ved egentlige målinger kan være at de reagerer hurtigere på ændringer end vegetationen, som reagerer med forsinkelse. Vi foreslår at inkludere jordfugtighed og pH, som både afspejler vigtige miljøforhold og samtidig er lette at måle i felten.

Forstyrrelsesregimet forventes at ændre sig markant i de nye naturnationalparker. For det første ophører menneskelige forstyrrelser knyttet til landbrug, skovbrug og jagt, idet disse aktiviteter ikke længere er tilladt. For det andet udsættes store planteædere, som forventes at bidrage med nye typer af forstyrrelser og med en ændret fordeling af forstyrrelserne gennem året. Endelig genoprettes naturlig hydrologi mange steder, hvilket også kan medføre, at træer går ud, og der opstår nye lysninger. Alene det forhold, at man stopper med at fælde træerne, vil med tiden føre til, at træer bliver gamle og vælter, så der opstår lysninger i skovene. Visse steder vil udviklingen gå den modsatte vej med krat og ung skov, som vokser op, bliver tæt og lukker lyset ude. Alle disse forandringer forventes at medvirke til at landskabernes økologiske rum (Brunbjerg et al. 2017) udvides ved at variationen i fysisk-kemiske livsvilkår og organiske kulstofkilder vil øges. Dette forventes at medvirke til øget biodiversitet (Brunbjerg et al. 2020).

De store planteæderes græsning og trampning forventes at reducere ophobningen af førne fra sidste års plantevækst, skabe bar jord og ændre konkurrenceforholdene i plantesamfundene (Fløjgaard m.fl. 2021). Opdelingen i skov og lysåben natur vil gradvist blive mere flydende og mosaikpræget, og af samme grund skelner vi i overvågningsprogrammet ikke mellem indikatorer og metoder i skov og lysåben natur. For at kunne overvåge konsekvenserne af ændrede forstyrrelser, vil overvågningen indeholde målinger af højden af vegetationen i urtelaget samt diameter i brysthøjde (dbh) af større træer og kronedækket. Der vil blive foretaget en vurdering af dækningsgraden af forskellige funktionelle grupper af planter, og det vil blive registreret hvilke planter, som blomstrer på overvågningstidspunktet. Endvidere vil vi registrere substrater med særlig betydning for smådyr og svampe, eksempelvis veterantræer med hulheder og sårskader, stående og liggende dødt ved, møg, ådsler og store sten.

Biodiversitetskrisen handler i høj grad om, at en række af de hjemmehørende arter bliver stadigt sjældnere, forsvinder fra lokalitet efter lokalitet, og til sidst risikerer at forsvinde helt fra Danmark. Risikoen herfor vurderes i den danske rødliste (Moeslund m.fl. 2019). For at kunne give et retvisende billede af udviklingen i biodiversiteten i de kommende naturnationalparker vurderer vi, at der bør gennemføres en eftersøgning og dokumentation for forekomsten af truede arter ved starten af overvågningen, således at udviklingen i forekomsten og bestandsstørrelserne af de truede arter kan rapporteres.

Antal og placering af prøvelfelter samt overvågningsfrekvenser

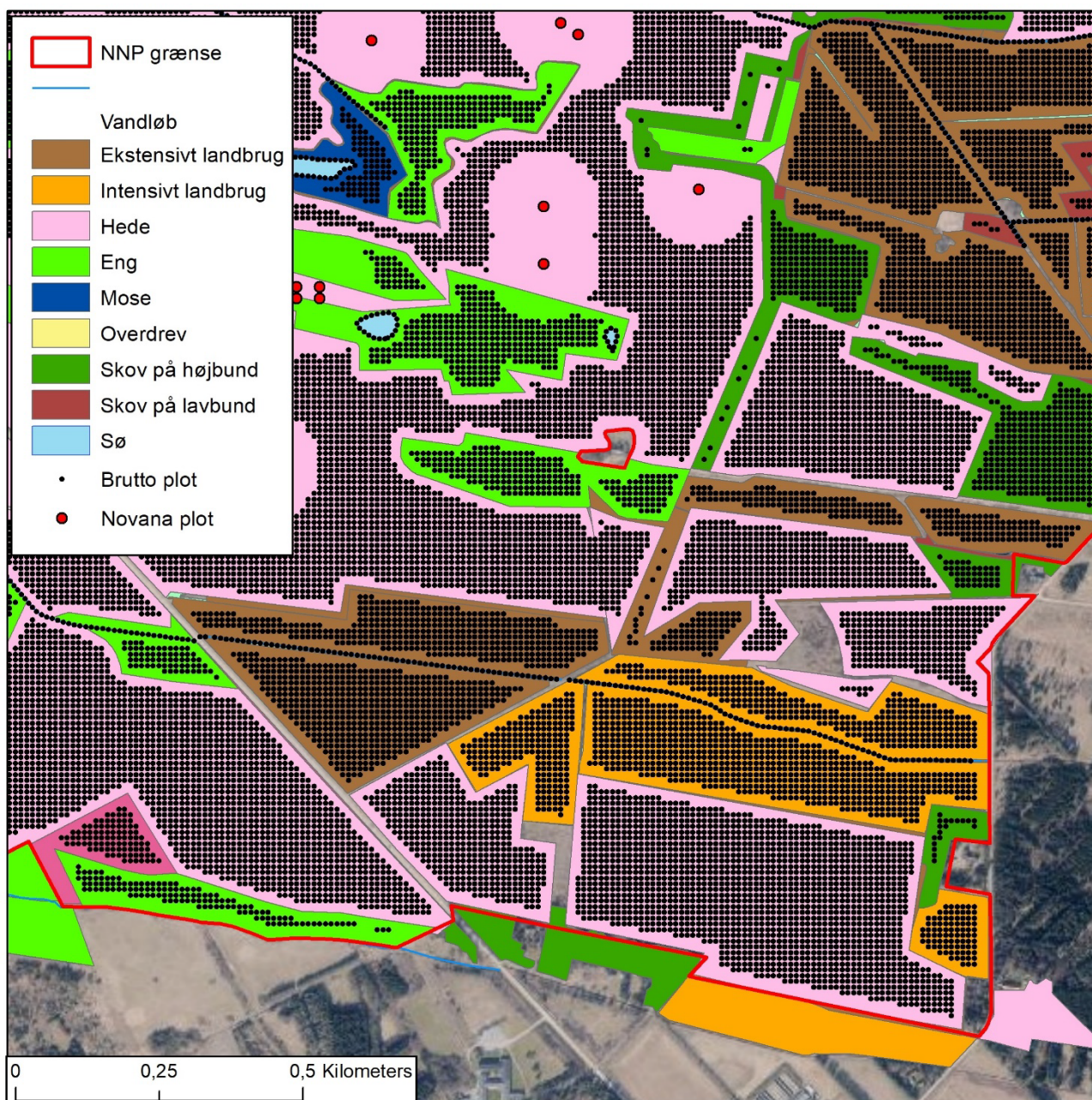
Antallet af prøvelfelter, som skal udlægges i naturnationalparkerne og frekvensen de skal overvåges i, afhænger af, hvor sikkert og hurtigt man ønsker at udtale sig om tilstand og udvikling af biodiversiteten. Vi forventer en stor variation i udviklingen af naturen i naturnationalparkerne, som afspejler de meget store forskelle, der findes i naturgrundlaget ved etableringens start, fra monotone produktionsarealer til gamle værdifulde naturområder med levesteder for truede arter. Tilsvarende forskelle findes i udgangspunkt i forstyrrelsesregimet fra arealer med intensive forstyrrelser i form af høst, hugst, høslæt, maskinslåning eller hård sommergræsning, til arealer som har været under tilgroning i årtier på grund af ophørt græsning. Den forventede udvikling efter etableringen af naturnationalparkerne vil således både bevæge sig i forskellig hastighed og nogle gange også i forskellig retning. Skovene forventes at udvikle sig mod mere lysåbne forhold, og de lysåbne arealer forventes at blive koloniseret af buske og træer i et vist omfang. Der er forskel på de 15 naturnationalparker, både i forhold til den hidtidige drift af arealerne, balancen mellem skov og lysåben vegetation og i sammensætningen af store planteædere, hvoraf store arter som kvæg, hest, bison og elg genindføres til områderne, mens krondyr, dådyr og rådyr allerede findes i varierende omfang. Endvidere vil der være variation i graden af genopretning af andre naturlige processer, eksempelvis vandkredsløbet og kystdynamikken. For at kunne repræsentere denne store variation troværdigt indenfor hver af de 15 naturnationalparker kræves et relativt stort antal prøvelfelter. Vi anbefaler, at prøvelfelterne udlægges stratificeret tilfældigt, som det også har været tilfældet ved udlægningen af NOVANA-stationer, som er stratificeret efter naturtyper, biogeografiske regioner og placering indenfor og udenfor Natura 2000-områderne (Fredshavn m.fl. 2011, Nygaard m.fl. netpublikation) og ved udlægningen af prøvelfelter til baseline-overvågning af statens urørte skove (Ejrnæs m.fl. 2019). Helt tilfældig udlægning vil medføre en overrepræsentation af de levesteder og miljøvilkår, som er mest udbredte i naturnationalparken.

Stratificeringen af prøvelfelter i naturnationalparkerne skal sikre, at variationen i start-tilstanden repræsenteres bedst muligt. Samtidig vil vi anvende eksisterende data for at undgå forsinkelser i forbindelse med en feltkortlægning. Vi har valgt følgende strata (Tabel 1). Betegnelsen "værdifuld" dækker her over en stratificering af prøvelfelter indenfor en arealkategori efter deres bioscore, så vi sikrer at overvågningen også omfatter en overvågning af de ringeste og de bedste eksempler inden for en naturnationalpark – også selvom disse er relativt sjældne.

Tabel 1. Strata til udlægning af prøvefelter opdelt efter deres arealtype, bioscore fra det nationale biodiversitetskort (Ejrnæs m.fl. 2021), arealstørrelse og jordbundstype.

Arealtype	Areal	Jordbund	Antal
Tør skov		Højbund	8
Værdifuld tør skov		Højbund	8
Våd skov		Lavbund	8
Værdifuld våd skov		Lavbund	8
Skov med eksotiske træarter (afdrevet)			8
Græsland/hede			8
Værdifuld græsland/hede			8
Mose/eng			8
Værdifuld mose/eng			8
Strandeng			8
Værdifuld strandeng			8
Sø	> 1 ha		8
Vandhul	< 1 ha & > 0,1 ha		8
Vandløb	> 2,5 m bredde		8
Søbredder			8
Vandløbsbredder			8
Ekstensivt landbrug			8
Intensivt landbrug			8
Andet (infrastruktur, grusgrave mv.)			8
I alt potentielle prøvefelter			152

Eftersom et prøvefelt rummer en 15 m-cirkel eller tilsvarende areal (ca. 707 m²), vil det ikke være muligt at udlægge 10 prøvefelter i hvert af de 18 definerede strata (tabel 1) i alle naturnationalparkerne. I praksis bliver der antageligt nærmere 100 prøvefelter end 180 prøvefelter per naturnationalpark. Eksempelvis har naturnationalpark Grib Skov kun få områder med vandløb og ingen områder med strandeng. For at sikre at observationerne i prøvefelterne er uafhængige af hinanden, lægger vi ind som et krav, at de ligger med en indbyrdes afstand på minimum 200 m og for at undgå redundans, sikrer vi at de ikke overlapper med eksisterende NOVANA-stationer til overvågning af naturtyper. Prøvefelterne udgøres af et kvadrat på 0,5 m x 0,5 m, hvor der laves en planteliste omkranset af en 5 m cirkel (eller rektangel med tilsvarende areal, hvis ikke en 5 m cirkel kan udlægges) til registrering af supplerende plantearter, samt til målinger af vegetationsstruktur og miljøforhold samt en 15 m cirkel (eller rektangel med tilsvarende areal) til registrering af træer og dødt ved. Prøvefelter i vandløb og søer samt på bredder af søer og vandløb består af et kvadrat på 0,5 x 0,5 m omkranset af et langstrakt areal svarende til en 5 m cirkel. I søer og vandløb er der sjældent levende træer under vand, men det hænder, og i det mindste bliver dødt ved registreret i et areal på 707 m² (svarende til 15m cirkel) af vandløbets bredde og i søer af varierende bredde afhængig af vanddybden.



Figur 1. Eksempel på potentielle prøvefelter i et udsnit af Tranum Naturnationalpark. Potentielle prøvefelter er udlagt med en buffer omkring grænserne mellem de forskellige strata og grænsen for naturnationalparken, og der er indlagt en buffer omkring eksisterende NOVANA-stationer.

Vi anbefaler at prøvefelterne overvåges hyppigere i de første år (år 1, 3 og 5) og derefter hvert 6. år som i NOVANA (år 11, 17 osv). Herved sikres en effektiv overvågning i de første år, hvor tidligere produktionsarealer forventes at udvikle sig hurtigt i mere naturlige retning, og der etableres samtidig en god baseline for at vurdere udviklingstendenser, idet man vil kunne skelne mere sikkert mellem år-til-år-varationer, observationsusikkerheder og egentlige forandringer.

"Faste" prøvefelter

Prøvefelterne defineres ved deres GPS-koordinater, som indmåles og genfindes ved hjælp af differential GPS, hvilket giver en lille usikkerhed (~ 10 cm) ved placeringen af prøvefelternes centrum. Differential GPS er nødvendig for at

kunne matche indsamlede feltdata til højopløselige remote sensing data fra eksempelvis LiDAR og den lille usikkerhed i prøvefeltets placering mindsker også usikkerheder og øger sandsynligheden for at detektere signifikante ændringer i biodiversiteten over tid. Hvis et prøvefelt ændrer sig fra terrestrisk til akvatisk eller omvendt som følge af klimaændringer eller hydrologisk genopretning (forfald af grøfter og tilstopning af dræn), beholder prøvefeltet sin placering og form, men indsamlingen af miljø-DNA foretages efter den metode som passer til hhv vand og jord.

Artsbestemmelse

Artslisten af planter fra prøvefelterne rummer en meget væsentlig del af den samlede biodiversitetsinformation i den generelle overvågning af nationalparkerne, og derfor er det helt centralt, at denne liste er så troværdig som mulig. Interkalibrering af artslistes fra prøvefelter i NOVANA har vist, at selv trænede botanikere sjældent kommer frem til nøjagtig den samme artsliste, et resultat som også bekræftes af internationale undersøgelser (Vittoz & Guisan 2007). Forskellene skyldes ikke så meget inventørernes evne til at bestemme planterne, men først og fremmest, at det kræver enorm erfaring at få øje på alle de forskellige planter, som kan være til stede i et artsrigt prøvefelt. Dette gælder naturligvis især, hvis vegetationen er græsset og planterne skal genkendes uden blomster. Da det er vanskeligt at udarbejde korrekte og fyldestgørende plantelister, anbefaler vi derfor, at der anvendes trænede botanikere til overvågningen af prøvefelter i nationalparkerne.

Dækningsgrad, vegetationshøjde og blomstring

Der anvendes ikke abundansmål i forbindelse med artslisten over planter fra prøvefelterne. Dette skyldes dels, at det er vanskeligt og meget resursekrævende at indsamle abundansmål, som ikke bygger på skøn, og som er retvisende for arternes indbyrdes dominansforhold (Vittoz & Guisan 2007), dels, at hovedparten af den økologiske variation, man kan uddrage fra artslisten, ligger i, om arterne er til stede i prøvefeltet eller ej (Schaffers & Sykora 2000). De arter, som for alvor opnår høj abundans i prøvefelter, er meget ofte almindelige arter med begrænset udsagnskraft, og omvendt er arter med lav abundans ofte mere kræsne og derfor vigtige at tage i betragtning, når man skal indikere feltets miljøtilstand.

Til gengæld anbefaler vi at dækningsgraden af funktionelle grupper af planter, mosser og laver skønnes i prøvefelternes 5m cirkler. Der er generelt stor udsagnskraft i den relative dækning i urtelaget af laver, mosser, bredbladede urter, græsser/halvgræsser/siv, dværgbuske, buske og træer, men også dækningsgraden af bar jord kan sige noget om forekomst af naturlige forstyrrelser. I vandløb og søer kan dækningsgraden af makroalger, kransålbølger, trådalger og bakterier ligeledes være informativ.

Vegetationshøjden af urtelaget måles, fordi det giver en indikation af graden af forstyrrelse af vegetationen fra eksempelvis brand, tørke, sandflugt, erosion, oversvømmelser og store græssende dyr. Naturlig græsning adskiller sig fra megen naturplejegræsning ved at dyrene græsser på arealet hele året og først spiser op i økosystemerne tidligt på foråret. For at få et retvisende billede af forstyrrelsesregimet i nationalparkerne anbefaler vi, at vegetationshøjden måles inden genvæksten starter (april-primo maj) og i sommermånederne (juli-august).

Der er generelt en stærk positiv korrelation mellem antal arter af blomsterbesøgende insekter og diversiteten af insektbestøvede urter i blomst (Balfour m.fl., 2018; Carvell, 2002; Davidson m.fl., 2020; Ebeling m.fl., 2008; Vulliamy m.fl., 2006) og det er ligeledes vist, at både bier og svirrefluer i høj grad er påvirket af mængden af blomsterresurser (Carvell, 2002; Davidson m.fl., 2020; Lázaro m.fl., 2016; Sjödin m.fl., 2008). Selvom der er grund til at tro at vildere naturforvaltning med et mere naturligt græsningsregime vil kunne øge mængden og diversiteten af blomstrende urter, er der en lang række udfordringer forbundet med at monitorere pollen- og nektarresurser retvisende. Planter blomstrer på forskellige tidspunkter, typisk fra marts-september – vedbend endnu senere – så ved et eller to besøg vil man kun få et øjebliksbillede. Det er på alle måder en vanskelig udfordring at fange den tidslige og rumlige variation i blomsterresurserne (Szigeti m.fl., 2016), og uanset hvor godt og meget man monitorer, vil det aldrig kunne lykkes fuldt ud. Desuden kan blomstring forsinkes af forstyrrelser, som fx tørke eller græsning. Der er stor forskel på mængden af resurser, målt som sukker (nektar) og pollen, som de forskellige arter tilbyder (Baude m.fl., 2016; Hicks m.fl., 2016), og der er mange forhold som kan påvirke nektarproduktionen hos den enkelte plante (Goulson, 1999; Szigeti m.fl., 2016). Endvidere er en række bestøvende insekter oligolektiske, så det er ikke kun kvantiteten som tæller, men også plantens art, slægt eller familie.

Selvom planternes blomstring er vigtig for bestøvende insekter, så er mange andre arter af insekter knyttet til værtsplanter som parasitter eller herbivorer på blad, stængler, rødder eller plantesaft. Det gælder eksempelvis for bladlus, cikader, tæger, galmyg, galhvepse, bladbiller, snudebiller m.fl. Planter, som har begrænset værdi for bestøvende insekter, kan sagtens have stor værdi for insektherbivorerne (Bruun m.fl. 2022).

Urtevegetationens højde i sommerhalvåret kan være en indikator for om vegetationen er nedgræsset uden blomster, eller der er blomstrende værtsplanter, og derfor er det vigtigt at måle vegetationshøjden i sommermånederne. Samtidig vil plantelisten vise hvilke urter og buske, der forekommer i prøvelfeltet og dermed hvilke arter, der potentielt kan udgøre en ressource. Dette vil blive understøttet af en registrering af hvorvidt arterne blomstrer på overvågningstidspunktet i maj og igen i juli-august.

Buske, træer og dødt ved

Vedplanter har en tilknyttet insektfauna og funga, som langt overgår insektfaunaen og fungaen tilknyttet urter (Bruun m.fl. 2022). Når man dertil lægger, at det moderne skovbrug har en stærkt selektiv udnyttelse af vedplanter med udrensning af en række af de insektbestøvede buske og lianer og tillige pil, elm, bævreasp m.fl., så vil forventningen være, at der med tiden vil ske en diversifikation af vedplanterne i de kommende naturnationalparker. Desuden forventes mængden af dødt ved at stige – både på land og i vandløb og langs søbredder – ligesom frekvensen af veterantræer med sårskader og hulheder vil stige gradvist. Derfor monitoreres vedplanterne ved optælling i 5 m og 15 m cirkler, og antallet af veterantræer og mængden af stående og liggende dødt ved registreres i felterne.

Jordfugtighed og pH

Jordfugtighed kan måles med et jordspyd (Brunbjerg m.fl. 2019), men vi foreslår at investere i dataloggere (fx: <https://tomst.com/web/en/systems/tms/tms-4/>, Wild

[et al. 2019](#)), som kan opsamle information om jordfugtighed og temperatur gennem hele sæsonen fra forårsinventeringen til sommerinventeringen. Dataloggerne installeres kun i terrestriske prøvefelter.

Jordens surhedsgrad er en vigtig plantefordelende parameter, men det er lidt kompliceret at måle pH korrekt og reproducerbart i felten (Elberling & Matthiesen 2007, Nielsen m.fl. 2017), og da vi ikke forventer at pH ændrer sig væsentligt i takt med den ændrede forvaltning af naturnationalparkerne foreslår vi, at pH-målinger erstattes ved beregning af Ellenberg F-gennemsnit fra plantelisterne.

Jord og vandprøver til miljø-DNA

Der indsamles prøver af jord (fra terrestriske biotoper) og vand (fra søer og vandløb) til nedfrysning og senere sekvensering for hovedgrupper af organismer (fx svampe, alger, hvirvelløse dyr, padder og fisk). Forskning og teknologisk udvikling inden for dette område går rasende hurtigt i disse år, og vi ved allerede i dag, at analyser af miljø-DNA kan bruges til at dokumentere fund af arter, som er omkostningskrævende at finde eller vanskelige at bestemme, samt at selv sekvenser fra endnu unavngivne arter kan være med til at tegne et økologisk troværdigt billede af økosystemets artssammensætning og områdets bidrag til biodiversiteten på større rumlig skala (Thomsen & Willerslev 2015, Ejrnæs m.fl. 2018, Fløjgaard m.fl. 2019, Jensen m.fl. 2021, Frøslev m.fl. 2023). Vi anbefaler at nedfryse jordprøver og filtrerede vandprøver (ved -18 grader) og gemme prøverne med henblik på sekvensering med sammenlignelige metoder efter eksempelvis 5 og 15 år.

Truede arter

Udbredelse af de truede arter (Moeslund m.fl. 2019) har afgørende betydning for udviklingen af biodiversitetskrisen, fordi det er disse arter, som især er i fare for at forsvinde som følge af deres levestedskrav og dårlige tilpasning til det udnyttede kulturlandskab (Moeslund m.fl. 2019). Desuden er mange af de rødlistede arter gode indikatorer for natur af høj kvalitet og ofte også med stor tidslig og rumlig kontinuitet (Ejrnæs m.fl. 2014, Ejrnæs m.fl. 2021).

Vi vurderer derfor, at det bør prioriteres højt at dokumentere forekomsten af truede arter, når naturnationalparkerne etableres, og at inddrage et mindre udvalg af de truede arter i den løbende overvågning. I niveau 1 vil vi beskrive, hvorledes sådan en screening kan gennemføres.

Vi anbefaler at fokusere på de sjældneste og mest truede arter, og se bort fra almindelige rødlistede arter som eksempelvis sanglærke eller ål. Vi vurderer, at der er for mange arter i kategorierne sårbar (VU), næsten truet (NT) og utilstrækkelige data (DD) til, at det giver mening at eftersøge disse, og foreslår at screeningen afgrænses til arter som er truet (EN), kritisk truet (CR) eller regionalt uddød (RE). I praksis vil den bestå i eftersøgning af tidligere fund af truede arter kombineret med inventering af områder, hvor vores data tyder på, at der kunne gøres yderligere fund af rødlistede arter (Tabel 2).

Eftersom det er resursekrævende at overvåge enkeltarter, anbefaler vi, at kun et udvalg af disse monitoreres på bestandsniveau, mens resten blot registreres som tilstedeværende eller fraværende på undersøgelsestidspunktet. Det er naturligvis vigtigt ikke kun at registrere eksisterende truede arter, men også at dokumentere nytilkomne truede arter i takt med, at naturnationalparkerne

bliver vildere og formodentlig udvikler flere og bedre levesteder for mange af de truede arter.

Tabel 2. Foreløbig oversigt over fund af truede arter i kategorierne EN, CR og RE i de første fem naturnationalparker med angivelse af seneste funddato (udtræk fra 2021). Der foretages et opdateret udtræk af rødlistearter primo 2024

Artsnavn	Almindingen	Fussingø	Gribskov	Stråsø	Tranum
Anis-sejhat				2019	
Bæver				2020	
Bechsteins flagermus	2015				
Blålig korkpigsvamp				2016	
Blomstersiv			2016		
Bøgeløber	2019				
Bølleblåfugl					2013
Bred vandkalv	2017				
Bredbladet kæruld	2001				
Bredfliget svampelav				2020	
Brodbladet vandaks		2020			2020
Brun bjørnesvirreflue		2019			
Brun fluesvamp	2017				
Duft-ridderhat				2019	
Dværg-siv					2013
Engperlemorsommerfugl	2017				
Eng-skær	2010				
Fin kæruld	2014				
Fiskeørn			2019	2015	
Fyrre-skælrørhat				2012	
Græsbladet vandaks	2020				2018
Gul træhulflue			2014		
Håret judasøre		2020			
Hedepletvinge					2019
Hue-vandnymfe	2017				
Kantet ridderhat				2019	
Klithede-maskesvirreflue					2014
Knippe-hængepig			2014		
Kortskæftet skeblad		2014			
Labyrint-kødporesvamp			2009		
Lærkefalk	2018				
Lærke-mælkehat			2014		
Lille flagspætte	2016		2016		
Lyng-vikke				2012	
Lys skivevandkalv	2020				
Mose-harlekin			2013		
Mose-vintergrøn	2017				
Nøddekrige			2014		
Orange korkpigsvamp				2017	
Perleugle	2019				
Pilplet-ugle			2013		
Pindsvinepigsvamp			2017		
Plettet rørvagt	2014				

Prægtig mælkehat	2011				
Pungmejse		2014			
Pyramide-læbeløs	2012				
Rødmende slimslør			2014		
Stalling				2020	
Stødrørhat			2010		
Stor tornskade				2014	
Strand-star					2012
Strandtudse					2012
Suppe-ridderhat				2016	
Sværtende gråblad				2017	
Svaleklire	2014		2020		
Tør ridderhat				2011	
Tørve-bægerlav			2015		
Tørve-knaplav				2020	
Tråd-vandaks					2018
Uld-svirreflue			2014		
Vår-kobjælde				2017	
Violetbrun duftpigsvamp				2012	2018

3 Diskussion

Niveau 1 i overvågningen af statens naturnationalparker dækker den generelle overvågning på tværs af arealkategorier, jordbundstyper, landskaber og geografiske forskelle. Niveau 1 beskriver overvågningen af plantearter, vegetationstyper, miljøgradienter og særligt sårbare arter, og niveau 1 rummer desuden en indsamling af jord og vand til sekvensering med henblik på optimal udnyttelse af en genetisk baseret diagnosticering af den biotiske variation og diversitet i de kommende naturnationalparker.

Vi vurderer, at man i kraft af overvågningen på niveau 1 kan beskrive biodiversitetens tilstand og udvikling i naturnationalparkerne baseret på robuste og velafprøvede indikatorer.

I niveau 2, som beskrives i 2024, vil fokus ligge på at overvåge effekterne af naturgenopretningen i naturnationalparkerne, samt udnytte den seneste udvikling i automatiseret datafangst til at studere årsag og virkning, samt trofiske interaktioner i økosystemet mellem fx planter og planteædere/bestøvere eller byttedyr og rovdyr. Formålet med niveau 2 er altså at forstå årsag og virkning med henblik på at kunne bruge naturnationalparkerne som videnskabelig inspiration for resten af naturforvaltningen i Danmark og verden, men også for at kunne redegøre for årsagerne til den udvikling, som vil blive overvåget på niveau 1. Det forventes at naturnationalparkerne på denne måde vil kunne levere en vigtig forståelse af potentialet for at genoprette økosystemer i fremtiden.

Synergi med anden naturovervågning.

Der foregår også NOVANA-overvågning i naturnationalparkerne, men eftersom det kun er et begrænset antal overvågningsstationer, som ligger inde i naturnationalparkerne, og eftersom det kun er habitatnaturtyperne, som overvåges, og der ikke foregår overvågning af truede arter eller miljø-DNA, foreslår vi at betragte de to overvågningsindsatser som uafhængige af hinanden. Ikke desto mindre vil der være en vis synergi, idet vi har valgt at indsamle data om planter og vegetation på direkte sammenlignelig måde, hvilket betyder at hele det samlede NOVANA-datasæt kan fungere som referencedata for analyserne af naturnationalpark-overvågningsdata, og at sidstnævnte kan bruges i forståelsen af den stikprøve, som NOVANA-data udgør af Danmarks samlede biodiversitet samt i forståelsen af perspektiverne i at gennemføre naturgenopretning, som det foregår i naturnationalparkerne. For søer og vandløb har vi i denne overvågning valgt at følge metoderne i de landbaserede økosystemer for at sikre os, at det samlede datasæt kan analyseres som et hele, der kan belyse udviklingen af biodiversiteten. For de akvatiske økosystemer betyder det, at der vil være forskelle i metodevalg, som begrænser sammenligneligheden med data fra den akvatiske NOVANA-overvågning.

Traditionelt har borgerdrevne observationer af arter haft stor betydning for vores kendskab til Danmarks biodiversitet – særligt til fordeling og udvikling af sjældne arter og samlet overblik over Danmarks svampe og dyreliv. Dette skyldes dels at det er ekstremt tidskrævende at finde, observere og identificere mange af de sjældne arter, og at dette derfor ikke prioriteres som en del af den professionelle overvågning af naturen, men det skyldes også at

mange af de førende eksperter indenfor svært bestemmelige grupper af arter er amatører, som ikke arbejder professionelt med naturovervågning. Det er muligt at frivilliges observationer af truede arter også kan inddrages i overvågningen af truede arter i naturnationalparkerne i fremtiden – enten som screeningsværktøj eller ligefrem i overvågningen af udvalgte arter. Dette vil blive diskuteret yderligere i gennemgangen af overvågningen på niveau 2.

Analyser og rapportering

Det er naturligvis afgørende at de indsamlede data fra overvågningen af naturnationalparkerne analyseres og rapporteres, så de bedst muligt kan informere beslutninger om naturforvaltning i Danmark. Vi vurderer, at det vil være meningsfuldt og relevant at analysere de indsamlede data efter de første 3 år, efter yderligere 6 år og efter yderligere 6 år. Desuden anbefaler vi at der udvikles en webportal til løbende præsentation af data fra naturnationalparkerne til offentligheden i stil med præsentationen af de nationale NOVANA-data (Nygaard m.fl. netpublikation), og med fokus på indikatorer for naturens tilstand, biodiversiteten og de truede arter.

4 Litteratur

Andersen, D. K., Nygaard, B., Fredshavn, J. R., & Ejrnæs, R. (2013). Cost-effective assessment of conservation status of fens. *Applied Vegetation Science*, 16(3), 491-501.

Balfour, N. J., Ollerton, J., Castellanos, M. C., & Ratnieks, F. L. W. (2018). British phenological records indicate high diversity and extinction rates among late-summer-flying pollinators. *Biological Conservation*, 222, 278-283. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.028>

Baude, M., Kunin, W. E., Boatman, N. D., Conyers, S., Davies, N., Gillespie, M. A. K., Morton, R. D., Smart, S. M., & Memmott, J. (2016). Historical nectar assessment reveals the fall and rise of floral resources in Britain. *Nature*, 530(7588), 85-88. <https://doi.org/10.1038/nature16532>

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

Brunbjerg, A. K., Bruun, H. H., Brøndum, L., Classen, A. T., Dalby, L., Fog, K., ... & Ejrnæs, R. (2019). A systematic survey of regional multi-taxon biodiversity: evaluating strategies and coverage. *BMC ecology*, 19, 1-15.

Brunbjerg, A. K., Bruun, H. H., Dalby, L., Classen, A. T., Fløjgaard, C., Frøslev, T. G., ... & Ejrnæs, R. (2020). Multi-taxon inventory reveals highly consistent biodiversity responses to ecospace variation. *Oikos*, 129, 1381-1392.

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

Bruun, H. H., Brunbjerg, A. K., Dalby, L., Fløjgaard, C., Frøslev, T. G., Haarder, S., ... & Ejrnæs, R. (2022). Simple attributes predict the value of plants as hosts to fungal and arthropod communities. *Oikos*, 2022(4), e08823.

Carvell, C. (2002). Habitat use and conservation of bumblebees (*Bombus* spp.) under different grassland management regimes. *Biological Conservation*, 103(1), 33-49. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00114-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00114-8)

Davidson, K. E., Fowler, M. S., Skov, M. W., Forman, D., Alison, J., Botham, M., Beaumont, N., & Griffin, J. N. (2020). Grazing reduces bee abundance and diversity in saltmarshes by suppressing flowering of key plant species. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 291, 106760. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106760>

Ebeling, A., Klein, A. M., Schumacher, J., Weisser, W. W., & Tschardtke, T. (2008). How does plant richness affect pollinator richness and temporal stability of flower visits? *Oikos*, 117(12), 1808-1815. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2008.16819.x>

Ejrnæs, R., Frøslev, T. G., Høye, T. T., Kjøller, R., Oddershede, A., Brunbjerg, A. K., ... & Bruun, H. H. (2018). Uniquity: A general metric for biotic uniqueness of sites. *Biological conservation*, 225, 98-105.

Ejrnæs, R., Johannsen, V.K. & Heilmann-Clausen, J. (red) 2019. Kortlægning og overvågning af statens udpegninger af urørt skov og anden biodiversitetsskov. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 78 s. – Videnskabelig rapport nr. 328. <http://dce2.au.dk/pub/SR328.pdf>

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

Ejrnæs, R., Nygaard, B., Kjær, C., Baattrup-Pedersen, A., Brunbjerg, A. K., Clausen, K., Elmeros, M., Fløjgaard, C., Hansen, J.L.S., Hansen, M.D.D., Holm, T.E., Johnsen, T.J., Johansson, L.S., Moeslund, J.E., Sterup, J., Hansen R.R., Strandberg, B., Søndergaard, M. & Wiberg-Larsen, P. 2021. Danmarks biodiversitet 2020 – Tilstand og udvikling. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 272 s. - Videnskabelig rapport nr. 465. <http://dce2.au.dk/pub/SR465.pdf>

Elberling, B., & Matthiesen, H. (2007). Methodologically controlled variations in laboratory and field pH measurements in waterlogged soils. *European journal of soil science*, 58(1), 207-214.

Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., & Paulißen, D. (1991). Zeigerwerte von pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica*, 18, 1-248.

Fløjgaard, C., Brunbjerg, A. K., Bruun, H. H., Hansen, A. J., & Ejrnæs, R. (2019). Predicting provenance of forensic soil samples: Linking soil to ecological habitats by metabarcoding and supervised classification.

Fløjgaard, C., Buttenschøn, R.M., Byriel, F.B., Clausen, K.K., Gottlieb, L., Kanstrup, N., Strandberg, B. & Ejrnæs, R. 2021. Biodiversitetseffekter af rewilding. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 124 s. - Videnskabelig rapport nr. 425. <http://dce2.au.dk/pub/SR425.pdf>.

Fredshavn J.R., Ejrnæs, R., Damgaard, C., Nielsen, K.E. & Nygaard, B. 2011: Terrestriske habitatnaturtyper 2004-2010. NOVANA. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 7. <http://www.dmu.dk/Pub/SR7.pdf>.

Fredshavn, J., Nygaard, B., Ejrnæs, R., Damgaard, C., Therkildsen, O.R., Elmeros, M., Wind, P., Johansson, L.S., Alnøe, A.B., Dahl, K., Nielsen, E.H., Pedersen, H.B., Sveegaard, S., Galatius A. & Teilmann, J. 2019. Bevaringsstatus for naturtyper og arter – 2019. Habitatdirektivets Artikel 17-rapportering. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 52 s. Videnskabelig rapport nr. 340. <http://dce2.au.dk/pub/SR340.pdf>.

Frøslev, T. G., Ejrnæs, R., Hansen, A. J., Bruun, H. H., Nielsen, I. B., Ekelund, F., ... & Kjøller, R. (2023). Treated like dirt: Robust forensic and ecological inferences from soil eDNA after challenging sample storage. *Environmental DNA*, 5(1), 158-174.

Gerard, F., Moeslund, J. E., Kissling, D., Kinneen, L. (2023). Review of habitat condition metrics used across the EU. Deliverable 4.1 in the project Modern Approaches to Monitoring of Biodiversity funded under the HORIZON-CL6-2021-BIODIV-01 call.

Goulson, D. (1999). Foraging strategies of insects for gathering nectar and pollen, and implications for plant ecology and evolution. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 2(2), 185–209. <https://doi.org/10.1078/1433-8319-00070>

Hicks, D. M., Ouvrard, P., Baldock, K. C. R., Baude, M., Goddard, M. A., Kunin, W. E., Mitschunas, N., Memmott, J., Morse, H., Nikolitsi, M., Osgathorpe, L. M., Potts, S. G., Robertson, K. M., Scott, A. V., Sinclair, F., Westbury, D. B., & Stone, G. N. (2016). Food for Pollinators: Quantifying the Nectar and Pollen Resources of Urban Flower Meadows. *PLOS ONE*, 11(6), e0158117. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0158117>

Jensen, M. R., Egelyng Sigsgaard, E., Agersnap, S., Jessen Rasmussen, J., Baattrup-Pedersen, A., Wiberg-Larsen, P., & Francis Thomsen, P. (2021). Seasonal turnover in community composition of stream-associated macroinvertebrates inferred from freshwater environmental DNA metabarcoding. *Environmental DNA*, 3(4), 861–876.

Lázaro, A., Tscheulin, T., Devalez, J., Nakas, G., & Petanidou, T. (2016). Effects of grazing intensity on pollinator abundance and diversity, and on pollination services. *Ecological Entomology*, 41(4), 400–412. <https://doi.org/10.1111/een.12310>

Moeslund, J.E., Nygaard, B., Ejrnæs, R., Bell, N., Bruun, L.D., Bygebjerg, R., Carl, H., Damgaard, J., Dylmer, E., Elmeros, M., Flensted, K., Fog, K., Goldberg, I., Gønget, H., Helsing, F., Holmen, M., Jørum, P., Lissner, J., Læssøe, T., Madsen, H.B., Misser, J., Møller, P.R., Nielsen, O.F., Olsen, K., Sterup, J., Söchting, U., Wiberg-Larsen, P. og Wind, P. 2019. Den danske Rødliste. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. www.redlist.au.dk

Nielsen, K. E., Irizar, A., Nielsen, L. P., Kristiansen, S. M., Damgaard, C., Holmstrup, M., ... & Strandberg, M. (2017). In situ measurements reveal extremely low pH in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 115, 63–65.

Nygaard, B., Damgaard, C., Bladt, J. & Ejrnæs, R. 2020. Fagligt grundlag for vurdering af bevaringsstatus for terrestriske naturtyper. Artikel 17-rapporteringen 2019. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 194 s. - Videnskabelig rapport nr. 377. <https://dce2.au.dk/pub/SR377.pdf>.

Nygaard, B., Nielsen, R.D., Kjær, C., Holm, T.E., Therkildsen, O.R., Bladt, J., Bregnballe, T., Clausen, P., Damgaard, C., Elmeros, M., Ejrnæs, R., Fredshavn, J., Galatius, A., Lauritsen, T., Mikkelsen, P., Nielsen, K.E., Petersen, I.K., Sveegaard, S., Søgaard, B., Teilmann, J. & Wind, P. (netpublikation): NOVANA.au.dk. Rapportering af NOVANA's delprogram for terrestriske naturtyper og arter. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. www.novana.au.dk.

Schaffers, A. P., & Sýkora, K. V. (2000). Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements. *Journal of Vegetation science*, 11(2), 225-244.

Sjödin, N. E., Bengtsson, J., & Ekblom, B. (2008). The influence of grazing intensity and landscape composition on the diversity and abundance of flower-visiting insects. *Journal of Applied Ecology*, 45(3), 763-772. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01443.x>

Szigeti, V., Kőrösi, Á., Harnos, A., Nagy, J., & Kis, J. (2016). Measuring floral resource availability for insect pollinators in temperate grasslands - A review. *Ecological Entomology*, 41(3), 231-240. <https://doi.org/10.1111/een.12298>

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

Vittoz, P., & Guisan, A. (2007). How reliable is the monitoring of permanent vegetation plots? A test with multiple observers. *Journal of Vegetation Science*, 18(3), 413-422.

Vulliamy, B., G. Potts, S., & G. Willmer, P. (2006). The effects of cattle grazing on plant-pollinator communities in a fragmented Mediterranean landscape. *Oikos*, 114(3), 529-543. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14004.x>

Wild J., Kopecký M., Macek M., Šanda M., Jankovec J., & Haase T. (2019) Climate at ecologically relevant scales: A new temperature and soil moisture logger for long-term microclimate measurement. *Agricultural and Forest Meteorology*, 268, 40-47.