



BIODIVERSITETSINDIKATORER TIL EN EFFEKTBASERET NATURTILSKUDSORDNING

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 297

2018



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

BIODIVERSITETSINDIKATORER TIL EN EFFEKTBASERET NATURTILSKUDSORDNING

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 297

2018

Camilla Fløjgaard
Sigrid Schøler Nielsen
Bettina Nygaard
Rasmus Ejrnæs

Aarhus Universitet, Institut for Bioscience



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 297
Titel:	Biodiversitetsindikatorer til en effektbaseret naturtilskudsordning
Forfattere:	Camilla Fløjgaard, Sigrid Schøler Nielsen, Bettina Nygaard & Rasmus Ejrnæs
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Bioscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Oktober 2018
Redaktion afsluttet:	Oktober 2018
Faglig kommentering:	Beate Strandberg
Kvalitetssikring, DCE:	Jesper Fredshavn
Sproglig kvalitetssikring:	Anne Mette Møller
Finansiel støtte:	Landbrugsstyrelsen
Bedes citeret:	Fløjgaard, C., Nielsen, S.S., Nygaard, B. & Ejrnæs, R. 2018. Biodiversitetsindikatorer til en effektbaseret naturtilskudsordning. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 70 s. - Videnskabelig rapport nr. 297 http://dce2.au.dk/pub/SR297.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Rapporten er udarbejdet af DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, til Landbrugsstyrelsen og beskriver en række forskellige potentielle indikatorer på biodiversitet til test og eventuel efterfølgende anvendelse i en effektbaseret arealtilskudsordning. Vi har taget udgangspunkt i, hvad der karakteriserer arealer og forskellige naturtyper i god naturtilstand og med høj biodiversitet. Vi har tænkt i de processer, som skaber levesteder for biodiversiteten – ikke mindst i en økosystemkontekst, hvor høj naturtæthed og arealstørrelser er vigtige. Indikatorerne omfatter indikatorplanter, rødlistede arter, levesteder, naturlige processer, driftshistorie, arealstørrelser – og variation og indikatorer på negative påvirkninger som fx eutrofiering og afvanding. Blandt indikatorerne er en række kendte strukturparametre fra tilstandsvurderingssystemet, fx bar jord, fritliggende sten, tuer osv. Yderligere er der suppleret med nye indikatorer, såsom stor lort, bid og barkskrælning, som indikatorer på græssende dyrs påvirkning af naturen og deres bidrag til at skabe levesteder for biodiversiteten. Vi har udviklet et sæt af indikatorplanter, som indikerer god naturtilstand. Vi har beregnet plantearternes hyppighed i naturtyperne eng, mose, hede, overdrev og strandeng baseret på data fra 5 m-cirkler fra NOVANA og 5 3-kortlægningen. Planterne forekommer relativt hyppigt på gode naturarealer og gør dem derfor egnede som indikatorer. Vi har evalueret indikatorplanterne og fandt en positiv sammenhæng med både antallet af planter og med den gennemsnitlige artsscore som proxy for naturtilstanden. Sammenhængen bliver mere tydelig, jo flere indikatorplanter man registrerer. Vi anbefaler, at indikatorerne kombineres, så de omfatter artsindikatorer og indikatorer på god naturtilstand samt indikatorer på effekten af græssende dyr. Udvælgelsen og kombinationen af indikatorer vil foregå i en efterfølgende proces ledet af Landbrugsstyrelsen og med deltagelse af DCE, Aarhus Universitet, og interessenter. Tekniske rapporter til registreringen af indikatorer i feltet er ikke inkluderet i rapporten.
Emneord:	Biodiversitet, græsning, indikatorarter, landbrugsstøtte, naturforvaltning, naturpleje, planter
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	Skotsk højlandskvæg. Foto: Catrine Grønberg Jensen
ISBN:	978-87-7156-369-6
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	70
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR297.pdf
Supplerende oplysninger:	Revideret juni 2019: Fejl i tabel 3.1 og 3.2 er rettet i tabellerne og dertilhørende tal i teksten

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
Summary	7
1. Introduktion	8
1.1 Baggrund	8
1.2 Formål og afgrænsning	8
1.3 Indikatorerne i denne rapport	9
2. Centrale koncepter og eksisterende viden	11
2.1 Hvad er biodiversitet?	11
2.2 Naturlige processer og lignende indsatser	11
2.3 Naturtyper og biodiversitet	13
2.4 Biodiversitet som målsætning	19
2.5 Økologisk rum og biodiversitet	19
2.6 Naturlilstandssystemet	20
3. Indikatorplanter og rødlistede arter	21
3.1 Indikatorplanter	21
3.2 Rødlistede og fredede arter	29
4. Levesteder, naturlige processer og drifts- historie	31
4.1 Bar jord	31
4.2 Blomster	32
4.3 Lave urter med rosetblade	33
4.4 Gyldent mosdække, jordboende laver og tørvemosser	34
4.5 Dværgbuskdække	35
4.6 Buske, lianer, veterantræer og dødt ved	36
4.7 Bid og barkskrælning	39
4.8 Fønelag	39
4.9 Stor lort	40
4.10 Fodposer og "savanne-træer"	42
4.11 Tuer og knolde	43
4.12 Store fritliggende sten	44
4.13 Fæstier	45
5. Areal og variation	46
5.1 Store forvaltningsenheder og høj naturtæthed i landskabet	46
5.2 Variation i naturtyper og inklusion af skov	47
6. Indikatorer på negative påvirkninger	49
6.1 Eutrofiering	49
6.2 Afvanding og vandindvinding	51
6.3 Kystsikring	52
6.4 Invasive arter	52

6.5	Tilskuds fodring	53
6.6	Honningproduktion	53
7.	Nye overvågningsmetoder	55
7.1	eDNA	55
7.2	Aerial Laser Scanning (LiDAR)	55
8.	Sammensætning af indikatorer	56
8.1	Biodiversitetsindikatorer og indsatser	56
8.2	Biodiversitetsindikatorer til genopretningsprojekter	57
9.	Omkostninger og kompetencer	58
10.	Oversigt	59
11.	Referencer	62

Forord

Landbrugsstyrelsen (LBST) har i regi af det integrerede LIFE-projekt, Landmanden som naturforvalter (IP LIFE), indgået aftale med Naturstyrelsen (NST) om, at LBST skal køre et pilotprojekt til afprøvning af effektbaserede kontrolindikatorer til eventuel anvendelse i effektbaseret areal-tilskudsordning.

Formålet med afprøvning i et pilotprojekt er at tilvejebringe viden og erfaring til eventuel benyttelse som kontrolindikatorer i en arealordning i landdistriktsprogrammet.

Denne rapport er udarbejdet af DCE, Aarhus Universitet, til Landbrugsstyrelsen som en oversigt over potentielle kontrolindikatorer for en effekt af naturplejeindsatser på biodiversitet.

Sammenfatning

Rapporten er udarbejdet af DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, til Landbrugsstyrelsen og beskriver en række forskellige potentielle indikatorer på biodiversitet til test og eventuel efterfølgende anvendelse i en effektbaseret areal-tilskudsordning. Vi har taget udgangspunkt i, hvad der karakteriserer arealer og forskellige naturtyper i god naturtilstand og med høj biodiversitet. Vi har tænkt i de processer, som skaber levesteder for biodiversiteten – ikke mindst i en økosystemkontekst, hvor høj naturtæthed og arealstørrelser er vigtige. Indikatorerne omfatter indikatorplanter, rødlistede arter, levesteder, naturlige processer, driftshistorie, arealstørrelser – og variation og indikatorer på negative påvirkninger som fx eutrofiering og afvanding. Blandt indikatorerne er en række kendte strukturparametre fra tilstandsvurderingssystemet, fx bar jord, fritliggende sten, tuer osv. Yderligere er der suppleret med nye indikatorer, såsom stor lort, bid og barkskrælning, som indikatorer på græssende dyrs påvirkning af naturen og deres bidrag til at skabe levesteder for biodiversiteten. Vi har udviklet et sæt af indikatorplanter, som indikerer god naturtilstand. Vi har beregnet plantearternes hyppighed i naturtyperne eng, mose, hede, overdrev og strandeng baseret på data fra 5 m-cirkler fra NOVANA og § 3-kortlægningen. Plantearterne forekommer relativt hyppigt på gode naturarealer og gør dem derfor egnede som indikatorer. Vi har evalueret indikatorplanterne og fandt en positiv sammenhæng med både antallet af plantearter og med den gennemsnitlige artsscore som proxy for naturtilstanden. Sammenhængen bliver mere tydelig, jo flere indikatorarter man registrerer. Vi anbefaler, at indikatorerne kombineres, så de omfatter artsindikatorer og strukturindikatorer på god naturtilstand samt strukturindikatorer på effekten af græssende dyr. Udvalgelsen og kombinationen af indikatorer vil foregå i en efterfølgende proces ledet af Landbrugsstyrelsen og med deltagelse af DCE, Aarhus Universitet, og interessenter. Tekniske rapporter til registreringen af indikatorer i felten er ikke inkluderet i rapporten.

Summary

This report was commissioned to DCE – Danish Centre of Environment, Aarhus University, by the Danish Agricultural Agency and identifies different potential indicators of biodiversity to be tested in a pilot project and possibly subsequently implemented in a result-based agro-environmental programme. Our basis was the characteristics of habitat types with favourable conservation status and with high biodiversity. We considered the natural processes creating resources and niches for biodiversity and contemplated biodiversity in an ecosystem context with emphasis on the importance of large connected nature areas. The indicators include indicator plant species, red listed species, niches, natural processes, management history, size and heterogeneity of the area under consideration as well as indicators of negative impacts of eutrophication and draining. Among the indicators are a number of well-known characteristics from an existing system for evaluating conservation status, such as bare soil, exposed rock, ant hills etc. We have supplemented these with new indicators, such as dung, bites on woody vegetation and bark stripping, with focus on grazing as a natural process creating niches for biodiversity. We developed a set of indicator plants suggesting favourable conservation status. Based on data from the Nationwide Monitoring and Assessment Programme for the Aquatic and Terrestrial Environments (NOVANA) and other plant inventories of nature areas (§3), we analysed the plant species frequency in bogs, meadows, grasslands, heathlands and salt meadows based on the plant species in 5 m circles. We selected indicator species that are relatively common in nature areas in a good state. We evaluated the set of indicator plants and found that the number of indicator plants correlated positively with both total number of plants and with “artsscore” (~species score), an indicator of conservation value. The relationship becomes more pronounced, the higher number of indicator species recorded. We recommend a combination of indicators so as to encompass species, conservation status and effects of grazing. The exact selection and combination of indicators will be decided in an upcoming process led by The Danish Agricultural Agency and will involve stakeholders and DCE, Aarhus University. Technical reports and guidelines for registration of indicators are not included in this report.

1. Introduktion

1.1 Baggrund

Result-based agro-environmental measures (RB-AEM) er taget i brug i flere andre EU-lande eller testes i pilotprojekter i forskellige regioner eller mindre områder. Formålet er generelt at ændre fokus i arealforvaltningen fra at udføre bestemte indsatser til et øget fokus på resultatet og mere fleksibilitet for den enkelte lodsejer omkring, hvordan man opnår dette. Det ønskede resultat, som bliver evalueret, kan variere, men lægges fast i specifikke målsætninger.

Landbrugsstyrelsen (LBST) har i regi af det integrerede LIFE-projekt, Landmanden som naturforvalter (IP LIFE), indgået aftale med Naturstyrelsen (NST) om, at LBST skal gennemføre et pilotprojekt til afprøvning af effektbaserede kontrolindikatorer til eventuel anvendelse i en effektbaseret arealtilskudsordning. Formålet med afprøvning i et pilotprojekt er at tilvejebringe viden og erfaring, der efterfølgende kan udvikles og eventuelt benyttes som kontrolindikator i en arealordning under landdistriktsprogrammet.

Rapporten vil fungere som et fagkatalog over potentielle indikatorer. Efterfølgende skal der udvælges en række af disse indikatorer, der bl.a. skal kunne anvendes af ikke fagkyndige (i forhold til flora og fauna), fx landmænd, og Landbrugsstyrelsens kontrollører. Derfor vil LBST inddrage erhvervet og grønne organisationer i arbejdet med at udvælge hvilke indikatorer, der skal afprøves i et pilotprojekt.

1.2 Formål og afgrænsning

Denne rapport har til formål at give et overblik over og beskrive potentielle indikatorer til kontrol i en effektbaseret arealstøtteordning. Indikatorerne skal bekræfte en positiv indsats for biodiversiteten på terrestriske naturarealer, som er beskyttede af habitatdirektivets bilag I eller naturbeskyttelseslovens § 3, og de arter, der er tilknyttet disse levesteder. Indikatorerne skal være mål for, hvorvidt og i hvilken grad der sker den rette indsats på det specifikke areal med henblik på at understøtte udvikling eller fastholde den eksisterende naturværdi/biodiversitet.

Der kan fx være tale om enkelt-indikatorer, en kombination af flere indikatorer og indikatorer, som relaterer sig mere eller mindre direkte til biodiversiteten, fx indikatorplanter versus store sten som indikation på driftskontinuitet. Fokus vil være på generelle indikatorer, der kan bruges på tværs af alle naturtyper, men – for våde naturtyper – også på indikatorer for hydrologi. Beskrivelserne af de forskellige indikatorer vil så vidt muligt synliggøre fordele og ulemper.

Arealstøtteordningerne prioriteres typisk efter arealernes kvalitet, således at støtte tildeles arealer inden for Natura 2000-områderne, hvor naturtilstanden og -tætheden er høj og arealer med en høj HNV-score. Indikatorerne i denne rapport er derfor udvalgt med henblik på at beskrive biodiversitetsværdierne for naturarealer, hvor indsatserne har til formål at opretholde eller forbedre den aktuelle tilstand. For arealer, hvor udgangspunktet for naturindsatserne er en ringe naturtilstand (fx omlagte græsmarker eller dyrkede marker), og

hvor indsatserne har karakter af en egentlig naturgenopretning, kan det imidlertid tage lang tid at udvikle de strukturer og artssammensætninger, der er beskrevet i denne rapport (men se afsnit 8.2). Afhængig af udgangspunktet og arealets placering i landskabet kan det tage adskillige årtier at nedbringe mængden af næringsstoffer i jorden til et niveau, hvor de mere næringsfølsomme arter er konkurrencedygtige, og hvis arealet er isoleret, kan indvandringen af arter gå meget langsomt (Nygaard m.fl. 2018).

Der er ikke foretaget en forudgående frasortering af indikatorer på grundlag af anvendelighed, målbarhed, omkostningsniveau eller forventning om retlige rammer. Der indgår en grov vurdering af kontrolparameterens omkostning og krav til kontrollantens kompetencer, men nærmere detaljer om udførelse, dokumentation og dertilhørende tekniske anvisninger indgår ikke i denne udredning.

1.3 Indikatorerne i denne rapport

Nedenstående indikatorer er udvalgt til at repræsentere artsgrupper, der korrelerer med biodiversiteten, variationen i levesteder, naturlige processer, der skaber biodiversitet, eller miljøforhold, som er typiske for økosystemer med høj eller sjælden biodiversitet. Mange indikatorer kan relateres til flere forskellige aspekter af biodiversiteten, fx er mange vegetationsstrukturer indikatorer for både levesteder, naturlige processer og kontinuitet. Hvorvidt de enkelte indikatorer er direkte mål for biodiversitet, eller indikerer et potentiale for en god tilstand fremgår af de hovedafsnit de er beskrevet under. Vi har også lavet et overblik i **Tabel 10.1**, hvor en grov vurdering af omkostninger og viden og kompetencer indgår. Vi har inddelt indikatorerne i følgende overordnede grupper:

1. Indikatorplanter og rødlistede arter
2. Levesteder, naturlige processer og driftshistorie
3. Areal og variation
4. Indikatorer på negative påvirkninger
5. Nye overvågningsmetoder.

Vi gennemgår, hvilke aspekter af biodiversiteten (artsrigdom, naturlige processer, levesteder, etc.) indikatoren relaterer sig til, og særligt for nye indikatorer vil videnskabelige referencer synliggøre forholdet mellem indikatoren og biodiversiteten. Vi beskriver, hvordan indikatoren responderer på ændringer i indsatser. Indsatser kan være mange ting, og effekten af indsatser på biodiversiteten er sjældent dokumenteret. Beskrivelsen beror altså på en vurdering, hvor vi antager, at indsatsen er ekstensiv græsning, medmindre andet er beskrevet. Det kan være svært at sætte en specifik tidshorisont på hvor hurtigt en indikator vil respondere på ændringer i indsatser. Det er typisk fordi vi ikke har et datagrundlag for dette. I stedet bruges formuleringer som ”lang tid” da det er et erfaringsbaseret skøn, som også afhænger af mange lokale forhold, som jordbundstype, driftshistorien, naturens tæthed og tilstand i det omkringliggende landskab, og aktiviteter på arealerne. Vi beskriver, hvordan man registrerer indikatoren – evt. tilknyttet kommentarer om tidsforbrug eller krav om særlige faglige kompetencer (se også oversigten i **Tabel 10.1**). Ingen af de foreslåede indikatorer kan stå alene og vi har for en del indikatorer beskrevet hvilke andre de med fordel kan kombineres med. Dette er også uddybet i afsnit 8, men specifikke kombinationsmuligheder er ikke beskrevet, men kommer til at indgå i den videre proces.



Figur 1.1. Artsrigt græsland i Danmark. Overdrev i god naturtilstand og med en rig mangfoldighed af vilde blomstrende planter. Hestebakken ved Svanninge Bakker, Fyn. Foto: Camilla Fløjgaard.

2. Centrale koncepter og eksisterende viden

2.1 Hvad er biodiversitet?

Biodiversitet omfatter mangfoldigheden i livet på jorden og spænder fra mangfoldigheden i gener, arter og helt op til økosystemer. Det er dermed omfattende og komplekst at måle hele biodiversiteten. Der er dog udført omfattende videnskabelige undersøgelser af, hvilke mål der er bedst korreleret til biodiversiteten (fx. Rodrigues & Brooks 2007, Brunbjerg m.fl. 2018). I praksis bliver biodiversiteten ofte opfattet og målt som antallet af arter. Værdien af biodiversiteten stiger, hvis der er tale om sjældne eller unikke arter i en national eller endda international kontekst. Blandt alle de arter, der findes på et naturareal, er der dermed nogle, som anses for vigtigere end andre for at bevare biodiversiteten. Det er vigtigt at prioritere truede arter, fx med sjældne levesteder, en kompleks livscyklus eller fåtallige bestande i tilbagegang, da der er stor risiko for at miste disse. Indikatorer for biodiversitet kan derfor omfatte proxyer for biodiversitet generelt og indikatorer på god naturtilstand, truede arter og sjældne levesteder.

2.2 Naturlige processer og lignende indsatser

Så godt som alle de dyr, planter og svampe, vi finder i den danske natur i dag, har eksisteret eller er opstået i Pleistocæn eller tidligere, længe før det moderne menneske satte præg på landskabet (Kurtén 1968, Lang 1994, Mai 1994, Coope 2004). De er tilpasset økosystemer præget af naturlige processer såsom oversvømmelser, erosion og store planteædere, der sørger for en kontinuert tilstedeværelse af de økologiske forhold, der definerer deres levesteder. Men i takt med at mennesket har opdyrket landet, er de naturlige processer blevet begrænset – hydrologien har vi styret med grøfter, dræn og kanaler, dyrene har vi tæmmet eller udryddet, erosionen og sandflugten har vi dæmpet med tilplantninger osv. Det betyder, at det i dag er naturpleje og ekstensiv landbrugsdrift og dertilhørende støtteordninger, der i praksis spiller en stor rolle for at sikre biodiversiteten.

Figur 2.1. Der er fokus på de store planteædere og deres betydning for biodiversiteten i naturforvaltningen i Europa. Europæisk bison skaber store bare sandflader i klitterne i Kraansvlak i Holland. Det er bl.a. dyrenes forholdsvis tunge vægt, der gør effekten af deres tramp mere udtalt for bison end for kvæg. Foto: Camilla Fløjgaard.



I Danmark har vi stor erfaring med græsning som naturplejeindsats (se fx Buttenschøn 2007), men på trods af den store samlede viden om naturpleje samt de store omkostninger herved mister vi stadig biodiversitet i mange af vores naturområder (Ejrnæs m.fl. 2011, Fredshavn m.fl. 2014). Det vil derfor være hensigtsmæssigt og omkostningseffektivt at fokusere på at genskabe de naturlige processer, der opretholder og skaber biodiversiteten (Figur 2.1).

De store planteædere spiller en vigtig rolle for biodiversiteten og er også et vigtigt omdrejningspunkt i naturplejen, hvor fokus traditionelt har været på afgræsning af lysåbne naturtyper for at hindre tilgroning. Men græsning som naturlig proces omfatter langt mere, end at dyrene æder græsset. Dyrene omdanner blade og græs til gødning, hvilket skaber rumlig variation i næringsstofkredsløbet, reducerer mængden af førne og ændrer jordbundsegenskaberne i forhold til økosystemer uden græsning (Appleby 1982, Gill & Beardall 2001, Veiberg m.fl. 2004). Dyrenes græsning ændrer også samspillet mellem planterne og bidrager til mosaikstrukturen i vegetationen (Olff m.fl. 1999). Dyrenes tramp kan skabe bar jord til gavn for varmeelskende insekter og som spirebede for planter (Fig. 1.7, Brunbjerg m.fl. 2014, Brunbjerg m.fl. 2015). Bid på træer og barkskrælning hjælper svampe, insekter og epifytter med at kolonisere træerne, og senere kan det føre til hulheder til gavn for flagermus og fugle. I takt med at træerne bliver til veterantræer, kan græsning øge veterantræernes overlevelse, da de ellers bliver skygget væk af unge kraftigt voksende træer (Rackham 2008). De store planteæderes gødning og ådsler er vigtige for insekter og svampe, som også kan have økosystemfunktioner tilknyttet. Eksempelvis skarnbasser og møgbiller bidrager med bioturbation (bearbejdning af jordbunden), fordeling og nedgravning af gødning, frøspredning og flue- og parasitbekæmpelse (Nichols m.fl. 2008). Derudover er gødningsinsekterne vigtige fødekilder for insektædende fugle og flagermus (Stewart 2001). Når de store planteædere dør, efterlader de ådsler til specialiserede nedbrydere, fx invertebrater og svampe, men også til større dyr som pattedyr og rovfugle (Barboza & Bowyer 2000, Melis m.fl. 2004, Barton m.fl. 2013). Ådslerne bidrager også til lokal berigelse af jorden med mineraler og næringsstoffer (Barton m.fl. 2013).

Græsning som naturlig proces kan være vanskelig at forene med et moderne højproduktivt landbrug. Produktionsvilkårene og lovgivningen kan modarbejde målsætninger om biodiversitet og sågar umuliggøre nogle af ovenstående effekter, som fx at efterlade ådsler fra husdyr i naturen. Hvis man prioriterer målsætningen om at bevare og bidrage til biodiversiteten, er der dog mulighed for at opnå mange af de ovenstående effekter også inden for lovgivningens rammer, fx ved at øge græsningsarealernes størrelse og variationen i naturtyper, undgå tilskudsfordring, vælge mere hårdføre dyr osv. I et varieret og dynamisk landskab med moser, skove, overdrev, skrænter m.v. vil dyrene udnytte de forskellige habitater afhængigt af blandt andet fødeudbuddet og behovet for læ. Fødetilgængelighed i de forskellige naturtyper afhænger af årstiderne og vil resultere i en rumlig og tidslig variation i intensiteten af dyrenes effekt på naturtyperne.

Tidligere var der også en meget stor mangfoldighed af store planteædere, fx vildheste, urokser, bæver, bison og elg, som alle havde en forskellig effekt på biodiversiteten. Urokser og vildheste er ikke uddøde, men er blevet til husdyr. Køer og heste kan altså genforvildes til en vis grad i naturforvaltningen, og man kan efterligne tidligere økosystemers mangfoldighed af planteædere ved samgræsning med kvæg, heste og eksempelvis en lokal bestand af hjortevildt. Alt dette bidrager til at skabe biodiversitet i økosystemerne.

Figur 2.2. Hårdført skotsk højlanskvæg i vinterkulden i Villeshtrup Ådal. Dyrene græsser værdifulde overdrevsarealer i ådalen og kan søge læ og føde i arealer med buske og træer inkluderet i det græssede areal. Foto: Catrine Grønberg Jensen.



2.3 Naturtyper og biodiversitet

De lysåbne terrestriske naturtyper inddeles typisk i ferske enge, moser, overdrev, heder og strandenge. Denne inddeling er praktisk for forvaltningen og administrationen, men er uden betydning for biodiversiteten. Mange af de processer, der skaber levesteder, ressourcer og gunstige biotiske forhold for biodiversiteten, er fælles for naturtyperne. Derfor kan mange indikatorer for biodiversitet også fungere på tværs af naturtyper, mens andre åbenlyst er mere relevante for specifikke naturtyper. Eksempelvis er naturlig hydrologi en forudsætning for god naturtilstand i moser, ferske enge, strandenge og våde heder, mens den er mindre relevant for tørre naturtyper som overdrev og tørre heder. Nedenstående er en gennemgang af, hvad der karakteriserer de enkelte naturtyper, og hvilke vigtige levesteder og forhold der er karakteristiske for en god naturtilstand og for bevarelse af biodiversitet og sjældne arter.

2.3.1 Ferske enge

Ferske enge findes på fugtige eller tidvis vandmættede jorde, hvor der er fast bund i sommermånederne. Den lavtvoksende græs- og urtedominerede vegetation holdes lysåben ved tilbagevendende forstyrrelser i form af oversvømmelser, opstigende grundvand og/eller fjernelse af biomasse ved græsning eller høslæt. Naturtypen fersk eng er i naturbeskyttelsesloven defineret som værende aldrig, eller kun ekstensivt omlagt (sjældnere end hvert 7.-10. år), og fersk eng kan efter graden af kulturpåvirkning inddeles i kultur- og naturenge. Naturengen kan være let drænet, men er ellers uden anden landbrugspåvirkning end græsning eller høslæt, mens kulturengen i varierende grad er påvirket af omlægning, dræning og/eller gødskning og pesticider. Mens naturenge kan have meget stor værdi som levesteder for sjældne planter og dyr (Figur 2.3 A), har tilgroede, eutrofe enge og kulturengene mindre værdi som levested for vilde dyr og planter (Figur 2.3 B). Kulturenge kan dog nogle steder være af værdi for eksempelvis rastende vandfugle.

Engarealer i en høj eller god naturtilstand er velfungerende levesteder for følsomme plantearter¹ og den del af biodiversiteten, der er knyttet hertil (fx ynglefugle og padder). Naturengene har typisk en lang kontinuitet i livsvilkårene (fx græsning) og er relativt upåvirkede af menneskelige indgreb, der kan medføre irreversible ændringer i de økologiske kår (fx gødskning, afvanding og omlægning). Det er typisk enge med fluktuerende vandstand, en naturligt fugtig og tuet bund, der kan være rig på mosser, fugtige artsrige kratpartier samt en relativt artsrig og varieret vegetation domineret af bredbladede urter og halvgræsser, der kun er svagt påvirket af næringsbelastning, afvanding og isåning af kulturplanter (græs og kløver). Tilstedeværelse af de samme livsvilkår igennem længere tid giver mulighed for, at plante- og dyrelivet bliver mere unikt. Her vokser en række særligt følsomme plantearter såsom tormentil, djævelsbid, hjertegræs, krogneb-star, engblomme, tvebo baldrian, hundeviolt og mose-troldurt. Herudover er de ferske enge vigtige levesteder for arter af eksempelvis svirreflugter og løbebiller.



Figur 2.3. A. Artsrige enge med naturlig, fugtig og tuet bund rummer store biodiversitetsværdier. Rijkær i Kastbjerg Ådal. Foto: Henriette Bjerregaard, Miljøstyrelsen, Midtjylland. B. Næringsbelastede højstauende enge med ringe naturindhold. Foto: Peter Wind, AU.

¹ Følsomme planter er følsomme over for kulturpåvirkning i form af tilgroning, eutrofiering og afvanding. Det er arter med artsscore 4-7.

2.3.2 Moser

Moser findes på våde arealer med høj vandstand og forekommer i ådale, langs søbredder og vandløb, i lavninger og langs kysterne, hvor ferskt grundvand siver frem i bunden af skrænterne. I nogle mosetyper holdes vegetationen lysåben ved tilbagevendende forstyrrelser i form af oversvømmelser, opstigende grundvand og/eller fjernelse af biomasse ved græsning eller høslæt (Figur 2.4 A). Naturtypen har en stor variation i artssammensætningen afhængig af pH, næringsstoftilgængelighed, fugtighed og successionsstadium. Visse undertyper som aske-ellesump og rigkær kan være ekstremt rige på karplanter og mosser, mens andre typer som fattigkær, hængesæk og højmose kan være relativt artsfattige, præget af nogle få plantearter og tørvemosser (Nygaard m.fl. 2009). Der kan indgå vedplanter i vegetationen både i form af åbne krat eller enkeltstående træer og som sammenhængende pilekrat eller sumpskove. Disse typer kan være meget værdifulde for svampe, insekter og anden fauna, hvilket dog er mangelfuldt undersøgt. Naturtypen mose rummer en lang række forskelligartede plantesamfund (Nygaard m.fl. 2009). På meget våde og/eller ekstremt næringsfattige kær og i moser, hvor den naturlige hydrologi er intakt, og påvirkningen af næringsstoffer er begrænset, kan vegetationen i stor udstrækning opretholdes som lysåben uden græsning eller høslæt. Dette gælder eksempelvis habitatnaturtyperne højmose (7110 og 7120), hængesæk (7140), tørvelavning (7150) og avneknippemose (7210). En del moser er dog naturligt træbevoksede, eksempelvis skovbevokset tørvemose (91D0) og aske- og ellesumpe (91E0), pilekrat og birkemoser.

Moser i en høj eller god naturtilstand er velfungerende levesteder for følsomme plantearter og den del af biodiversiteten, der er knyttet hertil (fx sommerfugle, guldsmede og padder). De har typisk en lang kontinuitet i livsvilkårene og er relativt upåvirkede af menneskelige indgreb, der kan medføre irreversible ændringer i de økologiske kår (som eksempelvis næringspåvirkning og afvanding, se fx Figur 2.4 B). Det er typisk moser med tykke tørvelag, trykvandspåvirket bund (evt. gyngende) samt en mosrig eller artsrig vegetation, der kun er svagt påvirket af næringsbelastning, afvanding og konkurrence fra invasive arter. Tilstedeværelse af de samme livsvilkår igennem længere tid giver mulighed for, at plante- og dyrelivet bliver mere veludviklet, specialiseret og unikt. Her vokser en række særligt følsomme plantearter såsom tormentil, djævelsbid, rundbladet soldug, hjertegræs, butfinnet mangeløv, mose-troldurt, tvebo baldrian, hvid næbfrø, eng-troldurt, krognæb-star og liden soldug. Herudover er moserne vigtige levesteder for arter af eksempelvis løbebiller, bladbiller, snudebiller og svirrefluer.



Figur 2.4. A. Moser med artsrige vegetationer eller mosrig, trykvandspåvirket bund rummer store biodiversitetsværdier. Foto: Peter Wind, AU. B. Moser med ringe naturindhold er karakteriseret af artsfattig, højstaude vegetation og høje græsser og er påvirket af eutrofiering og afvanding. Foto: Peter Wind, AU.

2.3.3 Overdrev

Overdrev er en græs- og urtedomineret naturtype, der udvikles på tørre og næringsfattige jorder. Vegetationen er lysåben som følge af tilbagevendende forstyrrelser, typisk græsning, og kan være ganske artsrig. Naturtypen findes fortrinsvis på stejle skrænter ved kysterne og ådalene, i kuperede istidslandskaber og som grønsværvegetation langs eksponerede kyster (Figur 2.5 A). På tørre skrænter kan der optræde mange enårige plantearter, og på sure overdrev kan der være et væsentligt indslag af dværgbuske som hedelyng, blåbær og tyttebær.

Overdrevsarealer i en høj eller god naturtilstand er velfungerende levesteder for vokshatte og rødblade samt følsomme plantearter og den del af biodiversiteten, der er knyttet hertil (fx sommerfugle, bier og bladbiller). Overdrevene har typisk en lang kontinuitet i livsvilkårene (fx græsning og erosion) og er relativt upåvirkede af menneskelige indgreb, der kan medføre irreversible ændringer i de økologiske kår (fx gødskning og omlægning). Det er typisk overdrev på stejle skrænter med fritliggende sten, nedbidte træer og buske med fodpose samt en forholdsvis artsrig og varieret vegetation, der kun er svagt påvirket af næringsbelastning og isåning af kulturplanter (græs og kløver). Tilstedeværelse af de samme livsvilkår igennem længere tid giver mulighed for, at plante- og dyrelivet bliver mere veludviklet, specialiseret og unikt. Her vokser en række særligt følsomme plantearter såsom tormentil, djævelsbid, tandbælg, hunde-viol, eng-havre, knoldet mjødurt, alm. mælkeurt, hjertegræs, smalbladet og bredbladet timian, lav tidsel, merian, vår-star og guldblomme. Herudover er overdrevene vigtige levesteder for eksempelvis rødblade og vokshatte, jordtunger, bævrelever, bredpander, sommerfugle, torbister og vilde bier.

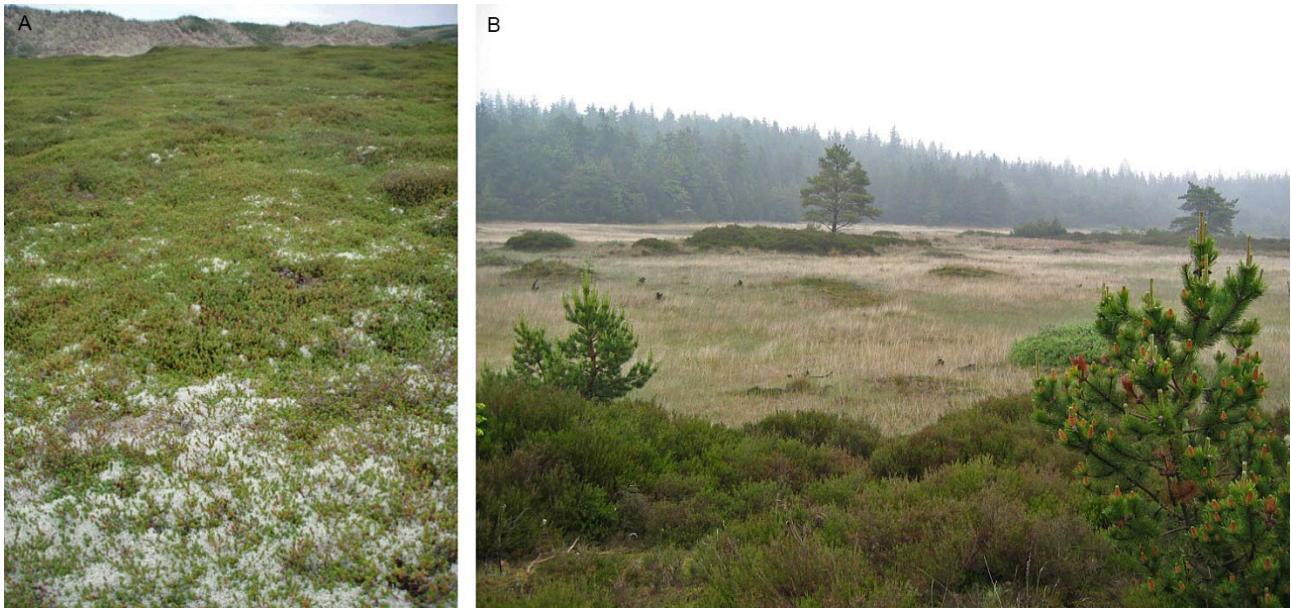


Figur 2.5. A. Overdrev med artsrig vegetation eller tydelige spor efter lang kontinuitet rummer store biodiversitetsværdier. Kalk-overdrev ved Fejrurp. Foto: Henriette Bjerregaard, Miljøstyrelsen, Midtjylland. B. Næringsbelastede overdrev med ringe eller dårlig struktur. Foto: Jesper Fredshavn, AU.

2.3.4 Heder

Heder findes på næringsfattig tør bund (tør hede) eller næringsfattig våd bund (våd hede) og domineres typisk af dværgbuske som hedelyng, revling, tyttebær, blåbær og arter af visse samt græsser og bredbladede urter knyttet til sure jorder (lyng-snerre, smalbladet høgeurt, almindelig syre, almindelig kongepen, pille-star, bølget bunke og fåresvingel). Hederne findes både som klitheder på flyvesand, særligt udbredte langs den jyske vestkyst, og som indlandsheder på smeltevandssletter og indlandsklitter med hovedudbredelse vest for israndslinjen.

Heder i en høj eller god naturtilstand er velfungerende levesteder for følsomme plantearter og den del af biodiversiteten, der er knyttet hertil (fx laver, mosser, løbebiller og sommerfugle), og de udgør en relativt stor del af det samlede hedeareal (Nygaard m.fl. 2014). Hedernes vide udstrækning kan tilskrives kulturpåvirkning fra rydning af træer, græsning med husdyr og brand i historisk tid. Hederne har i dag typisk en lang kontinuitet i livsvilkårene og er forholdsvis upåvirkede af omlægning og gødskning. Det er typisk heder med dominans af dværgbuske i forskellige aldre og forekomst af rensdyrlaver, der kun er svagt påvirkede af næringsbelastning og konkurrence fra invasive arter. Tilstedeværelse af de samme livsvilkår igennem længere tid giver mulighed for, at plante- og dyrelivet bliver mere unikt. Her vokser der en række særligt følsomme plantearter såsom tormentil, tandbælg, djævelsbid, hunde-viol, guldblomme, eng-havre, almindelig mælkeurt og hedemelbærris og på våde heder tillige tue-kogleaks, hvid næbfrø og arter af soldug. Herudover er hederne vigtige levesteder for arter af rensdyrlaver og andre laver samt ugle, torbister, løbebiller og sommerfugle.

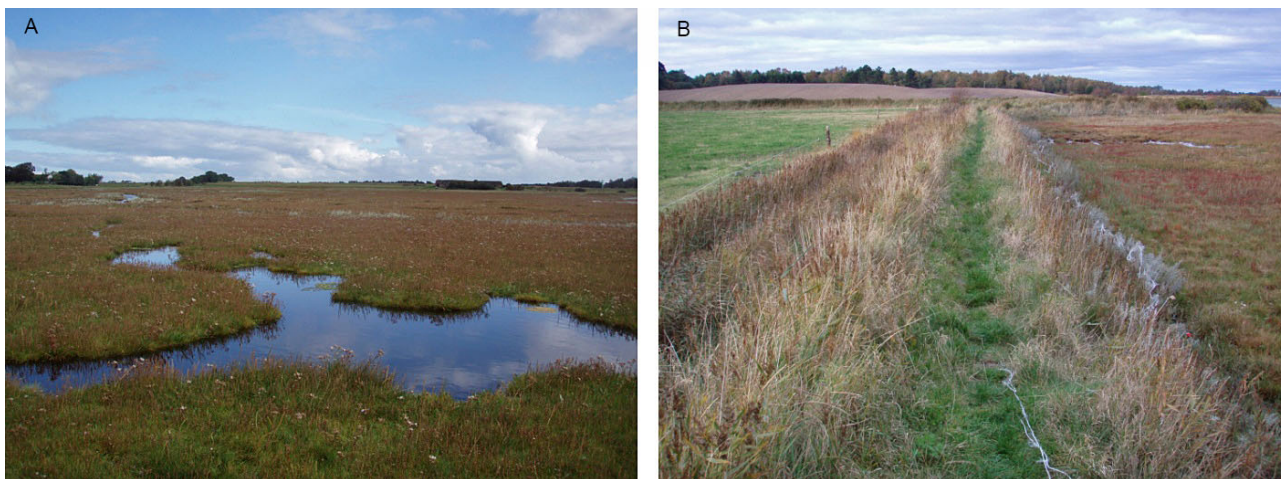


Figur 2.6. A. Klitheder med lichener rummer store biodiversitetsværdier. Ørkenen på Anholt. Foto: Henriette Bjerregaard, Miljøstyrelsen, Midtjylland. B. Heder med forarmet vegetation med lav dækning af dværgbuske, fravær af rensdyrlaver og andre laver og fx dominans af græsser som følge af næringsbelastning. Foto: Jesper Fredshavn, AU.

2.3.5 Strandenge

Strandenge er lavtliggende og saltvandspåvirkede arealer ved fjorde og lavvandede havområder langs beskyttede kyster. Strandengenes vegetation består primært af salttolerante græsser og urter. Naturtypen omfatter både afgræssede, lavtvoksende strandenge med en varieret sammensætning af arter og ugræssede strandsumpe med højt voksende tagrør og strandkogleaks. Til naturtypen strandeng hører også mindre forekomster med strandoverdrev, mens større sammenhængende strandoverdrev typisk er registreret som § 3-overdrev.

Strandengsarealer i en høj eller god naturtilstand er velfungerende levesteder for følsomme plantearter og den del af biodiversiteten, der er knyttet hertil (fx ynglefugle og padder). De har typisk en lang kontinuitet i livsvilkårene (fx græsning og oversvømmelser med saltvand) og er relativt upåvirkede af menneskelige indgreb i form af gødskning, afvanding og omlægning m.v., der kan medføre irreversible ændringer i de økologiske kår. Det er typisk strandenge med loer, saltpander og engmyretuer og en relativt artsrig og varieret vegetation, der kun er svagt påvirkede af næringsbelastning, afvanding og isåning af kulturplanter (græs og kløver). Tilstedeværelse af de samme livsvilkår igennem længere tid giver mulighed for, at plante- og dyrelivet bliver mere unikt. Her vokser en række særligt følsomme plantearter såsom udspilet star, tandbælg, tæt blomstret hindebæger, soløje-alant, strandmandstro, samel, vild selleri og håret tangurt.



Figur 2.7. A. Strandenge med artsrig vegetation eller udbredt forekomst af loer og saltpander rummer store biodiversitetsværdier. Strandenge ved Flasken. Foto: Henriette Bjerregaard, Miljøstyrelsen, Midtjylland. B. Strandenge (som til venstre på billedet) med ringe naturindhold som resultat af fx afvanding, eutrofiering eller omlægning. Stavnsfjord ved Kanhave. Foto: Henriette Bjerregaard, Miljøstyrelsen, Midtjylland.

2.4 Biodiversitet som målsætning

De fleste implementerede RB-AEM-ordninger (Result-based agro-environmental measures) har en målsætning om at bevare biodiversiteten i artsrigt græsland (Russi m.fl. 2016, se også Figur 1.1). Men der findes også RB-AEM-ordninger med artsspecifikke målsætninger for fx fugle (Verhulst m.fl. 2007) eller pattedyr (Zabel & Holm-Müller 2008). Indikatorerne er typisk udvalgt til at afspejle den konkrete målsætning for ordningen. Sammenhængen mellem indikatoren og målsætningen kan være mere eller mindre direkte. For målsætninger for enkeltarter kan indikatorerne være direkte knyttet til målsætningen, fx bruger man antal fugleæg i rederne som mål for, at forvaltningen har bidraget til at standse tilbagegangen i en bestand af vadefugle (Verhulst m.fl. 2007). Generelle målsætninger om at bevare biodiversiteten evalueres typisk på baggrund af mindre direkte indikatorer såsom tilstedeværelsen af bestemte vilde planter som indikation på, at græslandets tilstand er god, og dermed en antagelse om, at arealets biodiversitet er bevaret (Matzdorf m.fl. 2008). Sidst kan evalueringen også bygge på adskillige forskellige indikatorer for både biodiversitet og indsats, som eksempelvis græsningsintensiteten (Burren Program 2016). I Brandenburg i Tyskland har man taget indsatsen med i målsætningen om at sikre både landbrugsdriften og biodiversiteten på artsrige græsarealer. Her har man udvalgt en række indikatorplanter for ekstensiv drift samt rødlistede planter (Matzdorf m.fl. 2008).

2.5 Økologisk rum og biodiversitet

Ecospace, eller det økologiske rum, er et mål for en biotops eller et levesteds kapacitet til at rumme biodiversitet og defineres af position, ekspansion og kontinuitet (Ejrnæs 2018). Den abiotiske position er de fysiske og kemiske betingelser, som findes på stedet. Det kunne eksempelvis være lysforhold, fugtighed, næringsstoftilgængelighed og jordens surhedsgrad. Den biotiske ekspansion er opbygningen og differentieringen af organisk kulstof. Kulstoffet opbygges af levende planter, mosser og laver. Hver af de forskellige arter af primærproducenter tilfører kulstof med artsspecifikke egenskaber. Nogle planter producerer pollen og nektar, træerne producerer bark og ved, og hver planteart har sine egne kemiske indholdsstoffer. Store planteædere omsætter plantebiomasse til stor lort, og planter dør og bliver nedbrudt. Planteædere

beskadiger også træer og buske og er derved med til at skabe dødt ved, skadet bark og indre hulheder, som kan koloniseres af svampe, vedboende insekter, hulrugende fugle og flagermus. Den rumligt-tidslige kontinuitet har betydning i forhold til arternes mulighed for at kolonisere et område og overleve i området. Ikke alle arter spreder sig effektivt, så jo længere tid et levested har været tilgængeligt, jo større vil mætningen af arter være. Det er også lettere at sprede sig til et stort område, end det er at ramme en ganske lille ø beliggende midt i et ugæstfrit hav.

Hvor biodiversiteten af vedboende biller relaterer sig til dødt ved og gødningsbillerne til blandt andet stor lort, kan kombinationen af mange parametre fra det økologiske rum indikere kapacitet for biodiversitet på tværs af mange artsgrupper. Det økologiske rums parametre rummer en del gengangere og har ligheder med parametrene fra tilstandsvurderingssystemet, fx omkring kontinuitet og vegetationsstrukturer, mens kulstofdifferentieringen med gødning og blomster med pollen er nye indikatorer for biodiversitet.

2.6 Naturtilstandssystemet

Der er en tæt sammenhæng mellem god naturtilstand, levesteder for truede arter og biodiversitet. I Danmark er der udviklet et tilstandsvurderingssystem, der sikrer en ensartet og reproducerbar registrering af naturtilstanden på heder, overdrev, enge, moser, vandhuller, strandenge og klitter (Fredshavn m.fl. 2010). Metoden svarer i store træk til den, der er udarbejdet til kortlægning af habitatdirektivets naturtyper, og som er tilpasset konceptet om gunstig bevaringsstatus (Søgaard m.fl. 2003, Fredshavn & Skov 2005, Fredshavn & Ejrnæs 2006). På naturarealerne registreres både strukturindikatorer og en planteliste (5 m-cirke) som dokumentation for naturtypens tilstedeværelse og arealets naturtilstand.

Strukturindikatorerne er generelt fælles for alle naturtyper og omfatter parametre for vegetationsstruktur, hydrologi og kystsikring, græsning og påvirkning af landbrugsdrift og nogle naturtypekarakteristiske strukturer (Fredshavn & Skov 2005). Plantelisterne indikerer, hvilken naturtype der er tale om, men også den aktuelle naturtilstand. Planterne er tildelt en artsscore, hvor høje værdier gives til sjældne arter med specifikke levestedskrav, og som indikerer lang kontinuitet og ringe menneskelig påvirkning af arealerne (Fredshavn & Skov 2005).

3. Indikatorplanter og rødlistede arter

3.1 Indikatorplanter

Planter er relativt nemme at bestemme, da de er stedfaste, og sammensætningen af planter afspejler de lokale vækstforhold. Konkurrenceplanter, som fx stor nælde og rørgræs, vokser hurtigt og højt og skygger mange andre planter væk, og de findes typisk på arealer med høj tilgængelighed af næringsstoffer. Nøjsomhedsarterne, fx fåre-svingel, liden klokke og djævelsbid, findes primært på steder, der er næringsfattige, og hvor planterne derfor vokser langsomt og ikke bliver særligt store. Da næringsfattige arealer typisk ikke har været dyrket gennem mange år, kan man til dels udlede driftshistorien ud fra næringsstatus.

Planternes indikatorfunktion bruges i vid udstrækning i overvågning af biodiversitet og naturtilstand og til at definere og kortlægge naturtyper. Til brug for tilstandsvurdering af habitatnaturtyper inden for habitatområderne er der udviklet et artsindeks baseret på artsscorer (Fredshavn & Ejrnæs 2006), og feltskemaerne til registreringer af § 3-beskyttede naturarealer indeholder en liste over typiske planter for naturtypen samt en fremhævnings af, hvilke planter der foretrækker våd/tør bund, invasive/negative arter samt særlige positive arter, der indikerer god naturtilstand (Fredshavn m.fl. 2010). Senest har et stort dansk forskningsprojekt vist, at planterne er gode indikatorer for den øvrige biodiversitet, fordi de både fortæller om levevilkårene i naturen, og fordi en høj diversitet af planter generelt befordrer en høj diversitet af andre arter (Brunbjerg m.fl. 2018).

Planternes indikation for miljøforholdene er kvantificeret i Ellenberg Indicator Values, som beregnes som et gennemsnit for en lokalitet baseret på arternes optimale vækstforhold for fx pH, fugtighed, næringsstatus og lys (Ellenberg m.fl. 1991) og bruges ofte i økologiske studier af vegetation til at vurdere de lokale miljøforhold (fx Diekmann 2003). Ellenbergværdierne evne til at estimere miljøforholdene er undersøgt ved sammenligning med målte miljøvariable og i eksperimenter med planter (e.g., Schaffers & Sýkora 2000, Bartelheimer & Poschlo 2016). Ellenbergværdierne bruges også til at vurdere tilstand og udvikling i habitatnaturtyper, hvor de beregnes på baggrund af plantelister fra NOVANA-overvågningen. Eksempelvis er Ellenberg N (næringsstatus) en god indikator til at forudsige naturtypekarakteristiske arter i rigkær (Andersen m.fl. 2013).

Mange videnskabelige studier samt det danske overvågningsprogram NOVANA og tilstandsvurderingssystemet bygger på en fuldstændig artsliste fra et afgrænset areal (fx en 5 m-cirke). Ud fra sådan en planteliste kan man udregne Ellenbergværdier og artsindeks og deraf udlede arealets tilstand, driftshistorie og biodiversitetsværdi. Ulempen er, at det kræver en dygtig botaniker at lave plantelisten, det tager tid i felten, og hvis arealet er stort eller varieret, kan det være nødvendigt med flere cirkler. Fordelen er, at man kan aflede mange informationer, og at man får data, der er sammenlignelige på tværs af aktiviteterne (overvågning, kortlægning og § 3-besigtigelser) og dermed giver et retvisende billede af biodiversitetsværdierne.

En anden og mere simpel tilgang er at bruge et særligt udvalg af indikatorplanter, fx tilstedeværelsen af rødlistede planter på en lokalitet, som et mål for naturtilstanden og biodiversiteten (se fx Matzdorf m.fl. 2008). I Baden-

Württemberg, Tyskland, hvor man indførte det første RB-AEM-program, har man brugt 28 udvalgte plantearter til at vurdere effekten på artsrigt græsland i regionen (Matzdorf & Lorenz 2010). Arterne er fundet gennem en analyse af planternes forekomst i græslandet og græslandets naturværdi. Derudover er arterne udvalgt, så de er operationelle i projektet, dvs. de er genkendelige for lægfolk. Denne tilgang tager mindre tid i felten, men man får stadig registreret meget værdifuld viden om biodiversiteten og naturtilstanden. Generelt stiger sandsynligheden for at finde mange indikatorplanter på et areal med arealets størrelse og variationen i naturtyper repræsenteret på arealet. Registreringen kan med fordel udføres for et specifikt areal eller langs et transekt.

Vi har udviklet et sæt indikatorplanter med henblik på anvendelse som kontrolindikator i en dansk kontekst og på tværs af naturtyper.

3.1.1 Metode – udvælgelse af indikatorplanter

Vi har foretaget en databaseret udvælgelse af indikatorarter og en ekspertvurdering af planternes genkendelighed for lægfolk. Med udgangspunkt i overvågningsdata fra NOVANA og kommunernes besigtigelser af § 3-beskyttede naturtyper har vi samlet plantelister fra mere end 125.000 dokumentationsfelter (5 m-cirkler). Vi har beregnet hyppigheden af de registrerede arter og sammenlignet med deres artsscorer og brugt et indeks for bevaringsværdi, som beskriver arternes tendens til at forekomme i den beskyttede natur (Oddershede m.fl. 2017). Indekset går fra 0, hvor arten ikke er registreret i natur, men kun i landbrugsarealer, til 1, hvor arten kun forekommer i beskyttet natur.

Vi har opdelt registreringerne i hovednaturtyperne mose (herunder habitatnaturtyperne klitlavning, hængesæk, kalkrig mose og rigkær), hede (klithede, våd hede og tør hede), overdrev (grå/grøn klit, tørt kalksandsoverdrev, kalkoverdrev, surt overdrev), strandeng og fersk eng (eng og tidvis våd eng).

1. Vi har udvalgt arter med artsscore ≥ 3 og som har en høj tendens til at forekomme i naturen og ikke i kulturlandet (naturlighedsindeks $\geq 0,7$).
2. Vi har udregnet en naturtypespecifik *indikationsværdi*, som repræsenterer hyppighed af arten i naturtypen vægtet med artsscoren: antal observationer af arten i en given naturtype / antal observationer af den hyppigste art i den givne naturtype $\times$ artsscore.
3. Vi har udvalgt de 20 arter med den højeste indikationsværdi i hver naturtype. Mange arter går igen på listerne fra flere forskellige naturtyper mens enkelte arter er naturtypespecifikke. Vi har summeret indikationsværdien for arterne i hver naturtype og sigtet efter at udligne summen på tværs af naturtyper ved at fjerne arter, indtil summen er ca. lige stor på tværs af naturtyper. Denne øvelse sikrer, at vi ikke har en overvægt af arter fra en given naturtype.

Der er foretaget en ekspertvurdering af arternes genkendelighed også vegetativt, dvs. uden blomster. Græsser er vanskelige at genkende vegetativt, og de er derfor frasorteret på trods af nogle arters store værdi som indikator, fx hjertegræs. Vi har slået nært beslægtede arter, som kan være svære at skelne, men hvor vi har vurderet, at forveksling ikke går nævneværdigt ud over indikatorværdien, fx alle arter af timian, soldug og troldurt. Vi endte med 39 indikatorarter eller –artsgrupper, som vi vurderer, at lægfolk kan lære at kende (Tabel 3.1). I alt er der tale om 85 arter og underarter, og deres fulde artsnavn og hyppighed i de forskellige naturtyper kan ses i Tabel 3.2.

Tabel 3.1. Indikatorarter eller -artsgrupper, der indikerer god naturtilstand. Arterne er slået sammen i grupper, hvor det vurderes, at det er svært at skelne mellem nærtbeslægtede arter og hvor en eventuel forveksling vurderer ikke at gå nævneværdigt ud over indikatorværdien.

Blåbær	Kællingetand (alle)	Strandmalurt
Djævelsbid	Liden klokke	Strand-vejbred
Eng-kabbeleje	Læge-ærenpris	Timian (alle)
Gråris og krybede pil	Mose-bølle	Tormentil
Hedelyng	Mælkeurt (alle)	Tranebær
Hindebæger (alle)	Pimpinelle (alle)	Trehage (alle)
Hindeknæ (alle)	Revling	Troldurt (alle)
Håret høgeurt	Sandkryb	Trævelekrone
Kattesæk	Skjaller (alle)	Tyttebær
Klokkelyng	Snerre (undtagen burre-snerre)	Vandnavle
Kragefod	Soldug (alle)	Viol (undtagen alle stedmoderblomster)
Krageklo (alle)	Strandasters	Øjentrøst (alle)
Kveller	Strandgåsefod	

Tabel 3.2. Den totale liste af indikatorarter og deres danske og latinske navne. Der er også medtaget underarter, hybrider og varieteter. ”-” angiver, at arten er meget sjælden (<0.1 %) eller aldrig registreret i § 3- eller NOVANA 5 m-cirkler for de forskellige naturtyper, sjælden er ≥0.1 %, og <10 % og almindelig er arter, der forekommer i ≥10 % af registreringerne. Selv om indikatorarterne er relativt almindelige på gode naturarealer, så er deres frekvens lav fordi gode naturarealer er sjældne.

Art/Artsgruppe	NavnDansk	LatArt	Over-				
			Mose	Eng	Hede	drev	Strandeng
Blåbær	Blåbær	Vaccinium myrtillus	sj.	sj.	sj.	sj.	-
Djævelsbid	Djævelsbid	Succisa pratensis	sj.	sj.	sj.	sj.	sj.
Eng-kabbeleje	Eng-kabbeleje	Caltha palustris ssp. palustris	alm.	alm.	-	sj.	sj.
Gråris og krybede pil	Gråris	Salix repens ssp. repens var. argentea	alm.	sj.	alm.	sj.	sj.
Gråris og krybede pil	Krybende pil	Salix repens ssp. repens var. repens	sj.	sj.	alm.	sj.	sj.
Hedelyng	Hedelyng	Calluna vulgaris	alm.	alm.	alm.	alm.	sj.
Hindebæger	Lav hindebæger	Limonium humile	-	-	-	-	sj.
	Tæt blomstret hindebæ-						
Hindebæger	ger	Limonium vulgare	-	-	-	-	sj.
Hindeknæ	Vingefrøet hindeknæ	Spergularia media	-	alm.	-	sj.	sj.
Hindeknæ	Mark-hindeknæ	Spergularia rubra	-	sj.	sj.	-	sj.
Hindeknæ	Kødet hindeknæ	Spergularia salina	-	alm.	-	sj.	sj.
Håret høgeurt	Håret høgeurt	Pilosella officinarum	sj.	sj.	alm.	alm.	sj.
Kattesæk	Kattesæk	Nardus stricta	sj.	sj.	sj.	sj.	sj.
Klokkelyng	Klokkelyng	Erica tetralix	alm.	sj.	alm.	sj.	-
Kragefod	Kragefod	Comarum palustre	alm.	alm.	sj.	sj.	sj.
Krageklo	Stinkende krageklo	Ononis spinosa ssp. arvensis	-	-	-	-	-
		Ononis spinosa ssp. maritima var. mari-					
Krageklo	Mark-krageklo	tima	sj.	sj.	sj.	alm.	sj.
Krageklo	Strand-krageklo	Ononis spinosa ssp. spinosa	-	-	-	sj.	sj.
Kveller	Kveller	Salicornia europaea, coll.	-	-	-	-	alm.
Kællingetand	Almindelig kællingetand	Lotus corniculatus	sj.	sj.	sj.	alm.	sj.
Kællingetand	Sump-kællingetand	Lotus pedunculatus var. pedunculatus	alm.	alm.	sj.	sj.	sj.
Kællingetand	Klit-kællingetand	Lotus pedunculatus var. villosus	sj.	sj.	sj.	sj.	-
Kællingetand	Smalbladet kællingetand	Lotus tenuis	sj.	sj.	-	sj.	alm.
Langbladet soldug	Langbladet soldug	Drosera anglica	-	-	-	-	-
Liden klokke	Liden klokke	Campanula rotundifolia	sj.	sj.	sj.	alm.	sj.
Læge-ærenpris	Læge-ærenpris	Veronica officinalis	sj.	sj.	sj.	alm.	-
Mose-bølle	Mose-bølle	Vaccinium uliginosum	sj.	sj.	alm.	sj.	-
Mælkeurt	Spæd mælkeurt	Polygala serpyllifolia	sj.	sj.	sj.	sj.	-
Mælkeurt	Almindelig mælkeurt	Polygala vulgaris	sj.	sj.	sj.	sj.	-

Pimpinelle	Almindelig pimpinelle	Pimpinella saxifraga	sj.	sj.	sj.	alm.	sj.
Pimpinelle	Stor pimpinelle		-	-	-	-	-
Revling	Revling	Empetrum nigrum	alm.	sj.	alm.	alm.	sj.
Sandkryb	Sandkryb	Glaux maritima	sj.	sj.	-	sj.	alm.
Skjaller	Sommer-skjaller	Rhinanthus minor ssp. elatior	-	-	-	-	-
Skjaller	Bredbladet skjaller	Rhinanthus minor ssp. minor	-	-	-	-	-
Skjaller	Stor skjaller	Rhinanthus serotinus	sj.	sj.	sj.	sj.	-
Skjaller	Eng-skjaller	Rhinanthus serotinus ssp. paludosus	-	-	-	-	-
Skjaller	Høst-skjaller	Rhinanthus serotinus ssp. serotinus	-	-	-	-	-
Skjaller	Tidlig skjaller	Rhinanthus serotinus ssp. vernalis	-	sj.	-	sj.	-
Snerre (undtagen burre-snerre)	Smalbladet sneerre	Galium album	-	-	-	-	-
Snerre (undtagen burre-snerre)	Srenervet sneerre	Galium boreale	sj.	sj.	-	sj.	-
Snerre (undtagen burre-snerre)	Hvid sneerre	Galium mollugo	sj.	sj.	sj.	sj.	sj.
Snerre (undtagen burre-snerre)	Bredbladet sneerre	Galium mollugo var. elatum	-	-	-	-	-
Snerre (undtagen burre-snerre)	Almindelig sneerre	Galium mollugo var. mollugo	-	sj.	-	sj.	-
Snerre (undtagen burre-snerre)	Gulhvid sneerre	Galium mollugo x verum	-	-	-	sj.	-
Snerre (undtagen burre-snerre)	Skovmærke	Galium odoratum	sj.	sj.	-	sj.	-
Snerre (undtagen burre-snerre)	Vand-sneerre	Galium palustre ssp. elongatum	sj.	sj.	-	-	-
Snerre (undtagen burre-snerre)	Kær-sneerre	Galium palustre ssp. palustre	alm.	alm.	sj.	sj.	sj.
Snerre (undtagen burre-snerre)	Lyng-sneerre	Galium saxatile	sj.	sj.	alm.	alm.	sj.
Snerre (undtagen burre-snerre)	Liden sneerre	Galium sternerii	-	-	-	sj.	-
Snerre (undtagen burre-snerre)	Sump-sneerre	Galium uliginosum	alm.	alm.	-	sj.	sj.
Snerre (undtagen burre-snerre)	Gul sneerre	Galium verum	sj.	sj.	sj.	alm.	sj.
Soldug	Liden soldug	Drosera intermedia	sj.	sj.	sj.	-	-
Soldug	Rundbladet soldug	Drosera rotundifolia	sj.	sj.	sj.	-	-
Strandasters	Strandasters	Tripolium vulgare	-	sj.	-	-	alm.
Strandgåsefod	Strandgåsefod	Suaeda maritima	-	-	-	-	alm.
Strandmalurt	Strandmalurt	Seriphidium maritimum	-	-	-	sj.	alm.
Strand-vejbred	Strand-vejbred	Plantago maritima	sj.	sj.	sj.	sj.	alm.
Timian	Bredbladet timian	Thymus pulegioides	-	-	-	sj.	sj.
Timian	Smalbladet timian	Thymus serpyllum	-	-	sj.	sj.	-
Tormentil	Tormentil	Potentilla erecta	alm.	alm.	alm.	alm.	sj.
Tranebær	Tranebær	Vaccinium oxycoccos	alm.	sj.	sj.	-	-
Trehage	Strand-trehage	Triglochin maritima	sj.	sj.	-	-	alm.
Trehage	Kær-trehage	Triglochin palustris	sj.	sj.	-	-	sj.
Troldurt	Eng-troldurt	Pedicularis palustris ssp. palustris	sj.	sj.	-	-	-
Troldurt	Mose-troldurt	Pedicularis sylvatica	sj.	sj.	sj.	-	-
Trævekrone	Trævekrone	Lychnis flos-cuculi	alm.	alm.	sj.	sj.	sj.
Tyttebær	Tyttebær	Vaccinium vitis-idaea	sj.	sj.	alm.	sj.	-
Vandnavle	Sandnavle	Hydrocotyle vulgaris	alm.	alm.	sj.	sj.	sj.
Viol (undtagen alle stedmoderblomster)	Tørve-viol	Viola epipsila	-	-	-	-	-

Viol (undtagen alle stedmoderblomster)	Håret viol	<i>Viola hirta</i>	sj.	sj.	-	sj.	-
Viol (undtagen alle stedmoderblomster)	Forskelligblomstret viol	<i>Viola mirabilis</i>	-	-	-	-	-
Viol (undtagen alle stedmoderblomster)	Marts-viol	<i>Viola odorata</i>	-	-	-	sj.	-
Viol (undtagen alle stedmoderblomster)	Eng-viol	<i>Viola palustris</i>	alm.	alm.	sj.	sj.	-
Viol (undtagen alle stedmoderblomster)	Rank viol	<i>Viola persicifolia</i>	-	sj.	-	-	-
Viol (undtagen alle stedmoderblomster)	Skov-viol	<i>Viola reichenbachiana</i>	-	sj.	-	sj.	-
Viol (undtagen alle stedmoderblomster)	Krat-viol	<i>Viola riviniana</i>	sj.	sj.	sj.	sj.	-
Øjentrøst	Nordisk øjentrøst	<i>Euphrasia arctica</i> ssp. <i>minor</i>	sj.	-	-	-	-
Øjentrøst	Klit-øjentrøst	<i>Euphrasia dunensis</i>	-	-	-	-	-
Øjentrøst	Lyng-øjentrøst	<i>Euphrasia micrantha</i> var. <i>micrantha</i>	sj.	-	sj.	-	-
Øjentrøst	Kort-øjentrøst	<i>Euphrasia nemorosa</i>	-	-	-	sj.	-
Øjentrøst	Eng-øjentrøst	<i>Euphrasia rostkoviana</i> ssp. <i>montana</i>	-	-	-	-	-
Øjentrøst	Kirtel-øjentrøst	<i>Euphrasia stricta</i> var. <i>brevipila</i>	-	-	-	sj.	-
Øjentrøst	Spids øjentrøst	<i>Euphrasia stricta</i> var. <i>stricta</i>	sj.	sj.	sj.	sj.	-

3.1.2 Metode – Evaluering

Vi har evalueret artslisten og undersøgt, 1) om der er en sammenhæng mellem antal indikatorarter og den gennemsnitlige artsscore i de 125.000 artslistes, 2) om der er en sammenhæng mellem antal indikatorarter og det totale antal arter i artslisterne, og 3) om der er en signifikant forskel på den gennemsnitlige artsscore for et vist antal indikatorplanter.

Vi har beregnet antallet af indikatorarter fundet i artslisterne samt deres gennemsnitlige artsscore som udtryk for tilstanden. Vi har valgt at udelukke artslistes med færre end 5 arter, da disse typisk er mangelfulde kortlægninger eller ekstremt homogene plantesamfund som fx strand-kogleaks sump og slå-enkrat, som typisk ikke repræsenterer hele det forvaltede areal.

Vi har undersøgt sammenhængen mellem antal indikatorarter og den gennemsnitlige artsscore med Kendall korrelation. Som forberedelse til ANOVA har vi trunckeret antal indikatorarter ved 6, så det bliver til faktorerne 0, 1, 2, 3, 4, 5 og ≥ 6 . Data havde tydelig varians-heterogenitet, og derfor lavede vi en ANOVA med Welch korrektion og en posthoc Games-Howell-test (Peters 2018) for at teste, hvilke gennemsnitlige artsscorer der er forskellige. Dette blev gjort for alle naturtyperne samlet og for hver naturtype separat. Alle analyserne blev foretaget i R version 3.4.2 (R Core Team 2017).

3.1.3 Resultater

Tabel 3.3. A. Sammenhæng mellem den gennemsnitlige artsscore (naturtilstand) og antallet af indikatorarter. P-værdier er angivet som *** $p < 0.001$, ** $p < 0.01$ og * $p \leq 0.05$.

Naturtype	Korrelation	Antal 5 m-cirkler
Alle naturtyper	0,49***	102.508
Eng	0,59***	13.505
Hede	0,24***	20.571
Mose	0,49***	25.424
Overdrev	0,47***	32.525
Strandeng	0,60***	10.483

B. Sammenhæng mellem det totale antal plantearter og antallet af indikatorarter. P-værdier er angivet som *** $p < 0.001$, ** $p < 0.01$ og * $p \leq 0.05$.

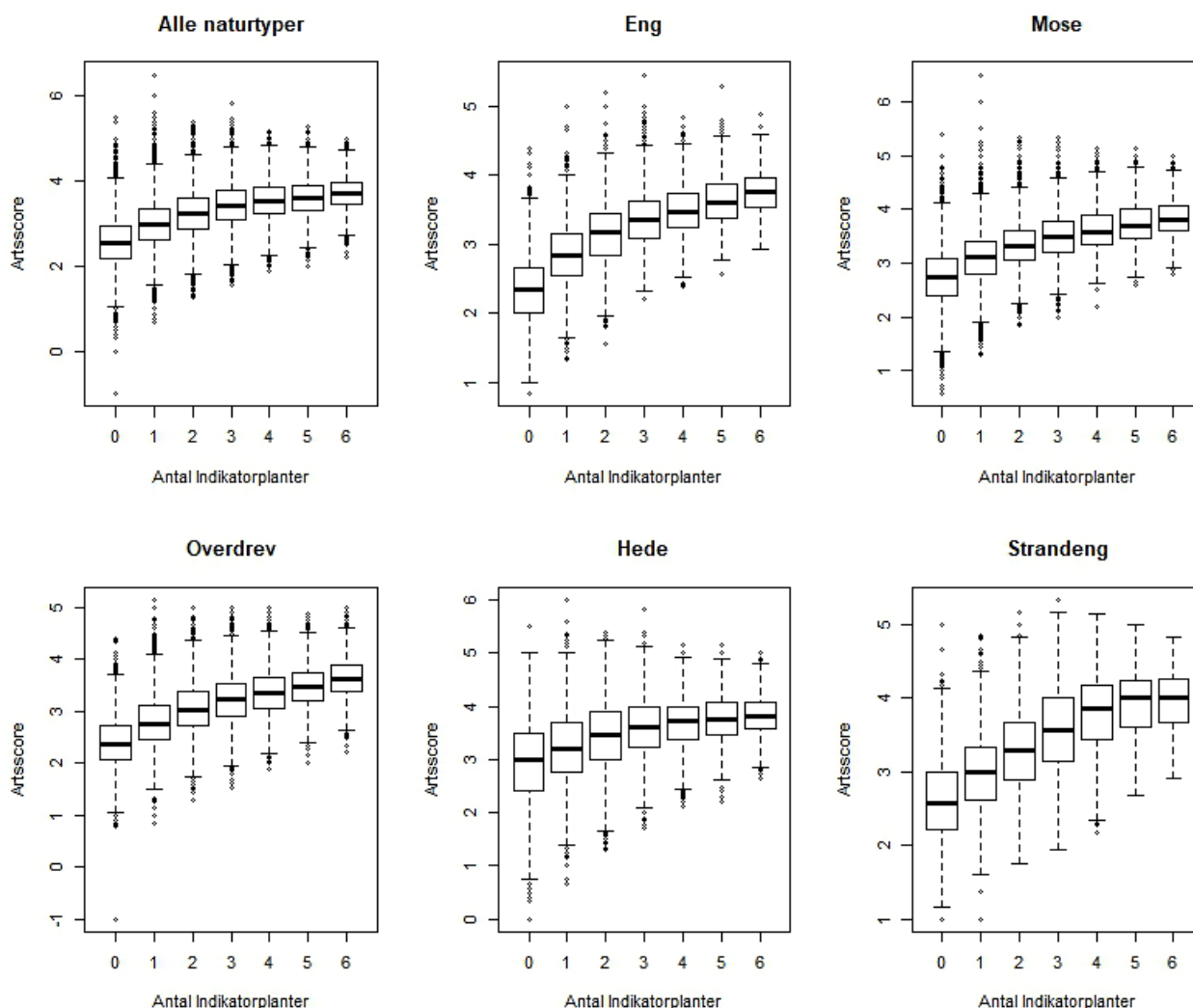
Naturtype	Korrelation	Antal 5 m-cirkler
Alle naturtyper	0,19***	102.508
Eng	0,39***	13.505
Hede	0,32***	20.571
Mose	0,36***	25.424
Overdrev	0,37***	32.525
Strandeng	0,06***	10.483

Korrelationerne viste en positiv sammenhæng mellem antallet af indikatorarter og den gennemsnitlige artsscore både på tværs af naturtyper og inden for de fleste naturtyper (Tabel 3.3). Sammenhængen med artsscore er mindre udpræget for hederne. Sammenhængen mellem antallet af indikatorarter og det totale antal arter registreret i 5 m-cirklen er mindre udpræget end for artsscore og i særdeleshed lav for strandenge (Tabel 3.3). Dette skyldes, at især strandenge, men også heder og moser kan være meget artsfattige. Sammenhængen illustreres også i Figur 3.1, hvor det ydermere ses, at usikkerheden (variationen i artsscore) falder med antallet af indikatorarter. Med andre ord, jo flere indikatorarter der registreres, jo mere sikkert er det, at der er en god naturtilstand på arealet.

Hvordan responderer indikatorarter på ændringer i indsatser?

Forekomsten af indikatorarter afspejler i høj grad de økologiske kår på voksestedet og arealets driftshistorie og vil ikke nødvendigvis være direkte knyttet til den aktuelle forvaltning. På næringsbelastede eller afvandede arealer vil en hensigtsmæssigt drift kun understøtte en lille andel af de udvalgte indikatorarter, og det kan tage årtier for arterne at indvandre, hvis tilstanden bedres (fx at jordbunden udpines), særligt hvis der er lang afstand til egnede spredningskilder. På sandet jord, hvor udvaskningen kan gå hurtigt og i områder med høj naturtæthed og gode frøkilder, vil man efter 5-10 år kunne registrere en håndfuld af indikatorarterne, fx læge-ærenpris, hedelyng, skjaller og pimpinelle.

Da deres tilstedeværelse i høj grad vil være afhængig af den tidligere drift, kan der på de gode naturarealer i en årrække være mange indikatorarter, selvom den aktuelle forvaltning ikke er optimal. Arterne er knyttet til lysåbne levesteder og således relativt følsomme over for ophør af indsatser som græsning og høslæt, da de med tiden vil blive skygget bort.



Figur 3.1. Grafisk sammenhæng mellem antal indikatorarter og den gennemsnitlige artsscore. Alle grupper er signifikant forskellige med $p \leq 0.001$, undtagen forskellen mellem 0-1 antal indikatorplanter på hede, som er signifikant med $p \leq 0.01$.

Registrering af indikatorarter

Da der generelt er en positiv sammenhæng mellem arealets størrelse og heterogenitet og det antal plantearter, man støder på, bør registreringen af indikatorarter foretages i et homogent område med en fast størrelse. Det kan være i en 5 m- eller 10 m-cirkel eller langs et transekt af en bestemt længde og bredde.

Selvom vi har valgt letgenkendelige planter, så kræver det et vist kendskab til planterne for også at kunne identificere dem uden blomster (fx når de er afblomstrede eller forekommer på græssede/slåede arealer). Sammensætningen af planter rummer rigtig meget information om naturtilstand, driftshistorie og miljøforhold og er dermed den indikator, der bedst beskriver arealets værdi som levested for sårbare og truede plante- og dyrearter. Den kan dog med fordel kombineres med fx stor lort og blomster for at supplere med oplysninger om, at der er græssende dyr på arealet og, at græsningstrykket er hensigtsmæssigt. Der kan også suppleres med arealstørrelse og naturtæthed for en indikation på bestandenes langsigtede overlevelse.



Figur 3.2. Et udvalg af indikatorarterne. Fra venstre mod højre, øverst til nederst: læge-ærenpris, mosebølle i blomst, mosebølle med bær, hundeviolt, trenervet snerre, strand-vejbred, krybende pil (han), revling i blomst, djævelsbid, kødet hindeknæ, revling med bær og bitter mælkeurt. Fotos: Peter Wind.

3.2 Røddlistede og fredede arter

Hvad indikerer røddlistede og fredede arter?

Der er ofte sammenhæng mellem forekomsten af røddlistede arter og et areals værdi som levested for andre sjældne og truede arter. Eksempelvis er der en sammenhæng mellem forekomsten af eremit (*Osmoderma eremita*, en truet vedboende bille) og billediversiteten på træer (Ranius 2002). Mange fredede og røddlistede arter er sjældne, fordi de lever sjældne steder eller har en kompleks livscyklus. Hedepletvinge (*Euphydryas aurinia*) er en kritisk truet sommerfugl og findes kun på næringsfattige arealer med værtsplanten djævelsbid (**Figur 3.3**). Herhjemme kan tilbagegange i hedepletvinge relateres til tilbagegangen i habitat og djævelsbid (Brunbjerg m.fl. 2017), og hedepletvinges tilbagegang kan indikere en tilbagegang af djævelsbid og mange andre arter knyttet til næringsfattige lysåbne, fugtige arealer. Der medfølger en vis forpligtigelse til at bevare fredede arter, hvor de forekommer, men derudover kan man opleve stor begejstring, motivation og stolthed fra lodsejere, som forvalter fredede arter.

Figur 3.3. Hedepletvinge (*Euphydryas aurinia*, kritisk truet på den Danske Røddliste) forekommer på arealer med mager jord såsom fugtige heder, tørvemoser og ikke-gødede enge med forekomst af værtsplanten djævelsbid. Hedepletvinge i parring ved Hjarde-mål i Nordjylland. Foto: Camilla Fløjgaard.



Hvordan responderer røddlistede og fredede arter på ændringer i indsatser?

Røddlistede arter er notorisk dårlige til at sprede sig, så de responderer langsomt på, at et areal forvaltes og udvikler sig som et passende levested for dem. De er til gengæld ret følsomme over for ændringer i deres habitat, og mange vil forsvinde hurtigt, hvis indsatser som fx græsning ophører. Som nævnt er mange bestande af sjældne arter små og fragmenterede og meget sårbare over for stokastiske udsving i bestandsstørrelser, ekstreme vejrforhold, uhensigtsmæssig forvaltning osv. Man kan derfor ikke uden videre konkludere, at der er en sammenhæng mellem deres forsvinden og ophør eller ændringer i indsatser.

Registrering af røddlistede og fredede arter

Registrering af røddlistede og fredede arter kræver meget biologfaglig viden om, hvilke arter der er relevante at eftersøge på forskellige typer af arealer, deres levesteder, og hvilke tidspunkter af året de er aktive. Det kan ofte kræve mere end et besøg med eftersøgning hvis man vil være sikker på om arten stadigvæk findes, da en del arter kan være svære at observere eller kun er fremme ved særlige omstændigheder – gælder særligt svampe og insekter. En

mere simpel løsning er at bruge de eksisterende registreringer af rødlistede og fredede arter, som kan ses i biodiversitetskortet eller HNV-kortet (Ejrnæs m.fl. 2012, Ejrnæs m.fl. 2014). Arterne kan vægtes højere, jo mere truede de er, og lavere, jo længere tid siden seneste observation. Hvis man bruger forekomsten af rødlistede arter fra eksisterende kortlægning bør man stadig lave et feltbesøg, da registreringen kan ligge år tilbage. På feltbesøget kan man registrere indikatorarter for at sikre, at der stadig er en god naturtilstand og stort, blomster, lave urter etc. for at sikre, at der stadig er en hensigtsmæssig indsats på arealerne. Desuden kan det være hensigtsmæssigt at supplere med arealstørrelse og naturtæthed for en indikation på om de rødlistede arters langsigtede overlevelse.

4. Levesteder, naturlige processer og driftshistorie

4.1 Bar jord

Hvad indikerer bar jord?

Bar jord indikerer variation i vegetationsstrukturen, og at der er forstyrrelser eller naturlige processer på arealerne, som fx græssende dyr, oversvømmelser og sandflugt eller erosion, der skaber blottede pletter med mulighed for kolonisering af planter. Bar jord er et levested for mange varmeelskende insekter (Figur 4.1), som lægger æg og bor i den blottede jord, hvor de har mulighed for at grave, og bar jord fungerer som spirebed for frø.

Figur 4.1. Grøn sandspringer (*Cicindela campestris*) er meget varmeelskende og sidder på blottet jord eller sand for at optage varme. Sandspringeren er et meget hurtigt rovdyr, og muligheden for at optage varme er essentiel for, at den kan opretholde sit høje aktivitetsniveau. Foto: Camilla Fløjgaard.



Bar jord er en positiv indikator på tværs af naturtyper, men der kan være forskel på, hvor meget bar jord der forekommer, fx kan der være meget store partier med bar jord på strandvolde og kystskrænter, hvor erosion og pludselige skred i stor udstrækning blottet jorden, mens bar jord i græssede moser og enge forekommer mere spredt i bunden af tuer, eller hvor dyrene tramper (Figur 4.2).

Hvordan responderer bar jord på ændringer i indsatser?

Bar jord skabes blandt andet af græssende dyrs tramp og kan således indikere græsning. Registrering af bar jord kræver, at man kan skelne mellem bar jord fra tramp og bar jord fra erosion. Bar jord vil i nogen grad forsvinde efter ophørt græsning, men særligt på skrænter vil der stadig kunne ske skred, der skaber bar jord.

Registrering af bar jord

Der kan også forekomme bar jord ved behandling med pesticider, jordbehandling og andre indgreb, der ikke fremmer biodiversiteten. Disse er ikke omfattet af denne indikator. Bar jord vil kunne registreres som i tilstandsvurderingssystemet, hvor man angiver en skønnet dækningsgrad i procent af bar

jord, blottet tørv/sand og blankt vand, der som følge af forstyrrelser (oversvømmelser, tramp og erosion) fremstår uden vegetationsdække. I en mere simpel og hurtig registrering kan bar jord angives som "ikke til stede", "spredt" eller "udbredt". Registrering af bar jord kræver ikke særlige faglige kompetencer og er heller ikke tidskrævende.

Bar jord indikerer naturlige processer og levesteder for biodiversitet, men alene er bar jord som indikator ikke tilstrækkelig til at vurdere naturtilstand og biodiversitet, men bør kombineres med en eller flere indikatorer for disse, fx indikatorarter. Man kan desuden tilføje indikatorer for kontinuitet, fx tuer og knolde, store sten, dødt ved og veterantræer.

Figur 4.2. Bar jord efter slid fra græssende dyr og skred på skrænten. I bunden af skrænten er der også bar jord som følge af en kombination af dyrenes tramp og vanderosion. Dover Kil, Thisted Kommune. Foto: Peter Wind.



4.2 Blomster

Hvad indikerer blomster?

Blomster er en vigtig bestanddel af det åbne landskab, fordi de både bidrager med nektar- og pollenressourcer til insekter (se fx Figur 4.3 A), og fordi blomsterne er en forudsætning for den senere frødannelse, som er vigtig for arternes kønnede formering (Sternberg m.fl. 2003). Mangel på blomster, eller meget få blomster, kan indikere overgræsning om sommeren, hvilket påvirker bestøvende insekter negativt (Sjödén 2006), og tætheden og mangfoldigheden af sommerfugle og græshopper afhænger af et relativt lavt og varieret græsningstryk (Wallis De Vries m.fl. 2007) som fx ved ekstensiv sommergræsning eller helårsgræsning på varierede arealer. Mangel på blomster kan også skyldes dominans af græsser og dermed indikere eutrofiering og manglende naturlige forstyrrelser.

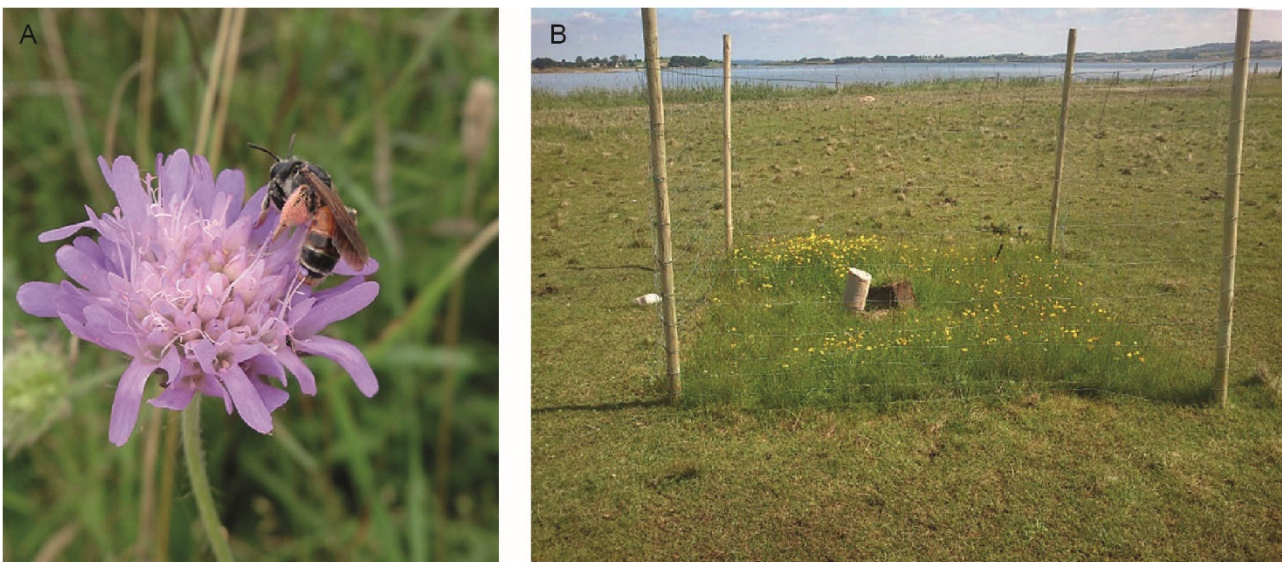
Hvordan responderer blomster på ændringer i indsats?

Eutrofe enge uden pleje i form af græsning eller høslæt kan stå med et utroligt blomsterflor af mjøddurt, gederams og agertidsel og summe med liv fra insekter, der søger føde i de mange blomster. Det græssede overdrev vil stå allerflottest i blomst året efter ophørt græsning eller det år, græsningsaftalen ikke kom i hus (se fx billedet fra Hestehaven taget et år uden græsning, Figur 1.1), og der vil blive ved med at være blomster flere år efter ophørt pleje. Der er altså ikke en umiddelbar sammenhæng mellem mange blomster og indsats og heller ikke med naturtilstand. Det kan derfor anbefales, at denne indikator

kombineres med fx lave urter, gyldent mosdække, stor lort og andre indikatorer for lav, lysåben vegetation og græsning. Ved ophør af græsning eller høslæt vil de lave blomstrende rosetbladede urter hurtigt forsvinde og blive udkonkurreret af høje, store blomstrende stauder, og man kan derfor kombinere disse to.

Registrering af blomster

Blomster kan registreres forholdsvist komplekst, hvor både afstanden mellem blomsterne og de enkelte blomsters størrelse eller ressource vurderes. Man kan også vurdere blomstertæthed mere simpelt som ”mange”, ”få”, og ”ikke til stede”. Derudover kan det også være relevant at registrere, om der er flere forskellige slags blomster, fx flere forskelligt farvede blomster. I Figur 4.3 kan man se, at der er rigtig mange blomstrende lav ranunkel (*Ranunculus repens*) inden for frahegningen, hvilket er godt for mange svirrefluer, men der er ikke megen diversitet af blomstrende urter og dermed sandsynligvis heller ikke en høj diversitet af vilde bier. Der kan også være mange blomster på eutrofe arealer uden græsning og blomster som indikator bør derfor kombineres med fx indikatorarter, stor lort, bid- og barkskrælning, bar jord osv.



Figur 4.3. A. Blåhatjordbi (*Andrena hattorfiana*) i fuld gang med at samle pollen på blåhat. Hestebakken i Svanninge Bakker, Sydfyn. B. Intensiv sommergræsning med heste på en strandeng ved Knebel Vig. Frahegningen i forbindelse med en forsøgsopsætning har stået ét år på arealet og demonstrerer manglen på blomsterressourcer på det græssede areal. Fotos: Camilla Fløjgaard.

4.3 Lave urter med rosetblade

Hvad indikerer lave urter med rosetblade?

En høj dækningsgrad af lavtvoksende urter er tegn på, at jorden er næringsfattig. Næringsfattig jord giver plads til flere arter, fordi de konkurrencesterke arter ikke har mulighed for at overtage al pladsen og bortskygge de lavtvoksende urter, og ved øget eutrofiering stiger dækningsgraden af græsser (Stevens m.fl. 2006). Mange lave urter er dermed også tegn på lang kontinuitet af et naturområde. Vegetationen, herunder dækningsgraden af urter, kan være påvirket af landbrugsaktivitet, selvom denne aktivitet er ophørt for flere hundrede år siden (Gustavsson m.fl. 2007, Johansson m.fl. 2008, Aavik m.fl. 2008), så høj diversitet af lave urter indikerer lang kontinuitet. Forstyrrelser, som skaber bar jord, er også med til at fremme levesteder for lavtvoksende urter.

Hvordan responderer lave urter på ændringer i indsatser?

Lave urter kan være om at respondere på indsatser og naturgenopretning og indfinde sig på egnede arealer. De er mere følsomme over for ophør af naturplejeindsatser, da de relativt hurtigt vil blive skygget væk af hurtigt voksende og høje konkurrenceplanter. Dette er dog mere udtalt på mindre næringsfattige naturarealer end på fx meget næringsfattige og på anden vis forstyrrende naturarealer såsom skrænter med skred.

Registrering af lave urter med rosetblade

Man kan registrere denne indikator som en dækningsgrad af lave urter eller som "ikke til stede", "spredt" eller "udbredt". Den mest kendte rosetbladede urt er nok "mælkebøtte", som vokser stort set overalt og typisk på næringsrige og kulturpåvirkede arealer. Men de mere lavtvoksende rosetbladede urter såsom djævelsbid, plettet og almindelig kongepen og dunet vejbred er gode indikatorer for biodiversitet, kontinuitet og næringsfattige forhold. Mange af planterne på listen over indikatorarter er lave urter (Tabel 3.1), men det kan stadig være en fordel, at supplere registreringen af lave urter med indikatorarter og, for at vurdere græsning på arealerne fx blomster (se også Blomster), stor lort og bar jord. Kontinuitet og langsigtet overlevelse af små bestande på naturarealerne kan indikeres af fx store sten og arealstørrelser og naturtæthed.

Figur 4.4. Tue med meget høj dækningsgrad af rosetbladede lave urter (håret høgeurt, *Hieracium pilosella*) på overdrev med lang kontinuitet og høj naturværdi. Rødme Svinehaver, Sydfyn. Foto: Camilla Fløjgaard.



4.4 Gyldent mosdække, jordboende laver og tørvemosser

Hvad indikerer mosdække, jordboende laver og tørvemosser?

Mængden af mos alene kan ikke kobles direkte med naturarealers kontinuitet og tilstand, da nogle mosarter er tilknyttet næringsrige habitater (During & Willems 1986, Austrheim & Olsson 1999). Det er derfor vigtigt at understrege, at det er gyldent-brunt mosdække i moser og på overdrev, som er en indikator for næringsfattige forhold og kontinuitet i levevilkårene (se også Figur 6.2 A). Jordboende lavarter og nogle mosarter, fx tørvemosserne (Figur 4.5), afspejler kontinuitet og lav næringsstatus, da de er følsomme over for tilgroning, afvanding og eutrofiering. I Holland har de jordboende laver på græsland været i kraftig tilbagegang, hvilket tilskrives ophøret af græsning og den øgede for-

urening (During & Willems 1986). Tørvemosserne forekommer i våde klitlavninger, på våde heder og i moser (særligt i sure moser, men også spredt i rigkær), og de jordboende laver findes primært i klitter, på heder og overdrev.

Hvordan responderer mosdække, laver og tørvemosser på ændringer i indsatser?

Jordboende laver og tørvemosser er relativt lang tid om at indfinde sig på et areal med hensigtsmæssig pleje, fx har man i et norsk studie vist, at det tager mindst 12 år fra sidste pløjning, før jordboende laver indfinder sig (Austrheim & Olsson 1999). Indikatoren er forholdsvis følsom over for ophør af græsning eller høslæt, da mosserne og laverne vil blive skygget væk af konkurrenceplanter.

Registrering af mosdække, jordboende laver og tørvemosser

Hvis man ikke skal artsbestemme mosser og laver, så kan man relativt hurtigt lære at genkende og registrere deres dækningsgrad eller forekomst som "ikke til stede", "spredt" eller "udbredt". Indikatoren bør kombineres med indikatorarter. Det kan også være hensigtsmæssig at inddrage stor lort, fønelagets tykkelse, blomster og, for de våde naturtyper, en vurdering af afvandingen.

Figur 4.5. Tørvemos (*Sphagnum*) er typisk for næringsfattige moser. Iglesø Mose, Sydfyn. Foto: Camilla Fløjgaard.



4.5 Dværgbuskdække

Hvad indikerer dværgbuskdække?

Dværgbuske er små lave buske og omfatter arter som hedelyng, revling, klokkelyng, tyttebær, blåbær, mose-bølle, hede-melbærris, rosmarinlyng, engelsk visse, håret visse, tysk visse og farvevisse (Fredshavn m.fl. 2016). Dværgbuskene kan være vigtige pollen- og nektarressourcer for insekter, når de blomstrer. En høj dækningsgrad af dværgbuske indikerer lang kontinuitet og næringsfattige forhold og er særligt karakteristisk for naturtyper som heder, klitter og sure moser. Flere dværgbuske optræder på listen over indikatorplanter (Tabel 3.2). Heder, klitter og moser er levested for mange sjældne og truede arter.

Hvordan responderer dværgbuskdække på ændringer i indsatser?

Dværgbusksamfundene er følsomme over for eutrofiering, som vil resultere i en øget dækningsgrad af græsser, fx bølget bunke og blåtop, og de er følsomme over for tilgroning med større buske og træer. Dværgbuske i moser og på våde heder er desuden følsomme over for afvanding. Tilgroning med invasive nåletræer kan ske over en kort årrække, men ellers vil dækningsgraden af dværgbuske respondere langsomt på ophørt pleje.

Registrering af dværgbuskdække

Bestemte typer af maskinel hedepleje fremavler et meget homogent dække af hedelyng, hvor en høj dækningsgrad af hedelyng ikke er ensbetydende med høj biodiversitet eller forekomst af levesteder for sjældne arter. Det er derfor vigtigt at kombinere denne indikator med fx blomstrende urter, rosetbladede urter eller andre indikatorer, som vil indikere, at der også findes levesteder og forekommer naturlige processer til at fremme biodiversiteten (Figur 4.6).

Figur 4.6. Høj dækningsgrad af klokkelýng i blomst og hedelyng sammen med blomstrende urter, græsser og halvgræsser. Våd hede, Klelund Dyrehave. Foto: Camilla Fløjgaard.



4.6 Buske, lianer, veterantræer og dødt ved

Hvad indikerer buske og lianer?

Buske og lianer, som fx hvidtjørn, rose, pil, slåen, gedebled og vedbend (Figur 4.7), er ligesom de blomstrende urter vigtige pollen- og nektarressourcer for mange bestøvende insekter. Hver busk er et specialiseret levested med et varierende antal specialiserede organismer tilknyttet, fra mindre end en håndfuld insekter på enebær til over hundrede på hassel (Ejrnæs 2018). Dertil kommer, at buskadset kan være levested, føderessource og skjul for mindre pattedyr, fugle og andre organismer, og buskene er vigtige habitatkomponenter for eksempelvis sommerfugle, som nyder godt af buskenes læ for vinden på de lysåbne arealer (fx for Argusblåfugl: Dennis 2004).

Hvad indikerer enkeltstående træer?

Enkeltstående træer, der står soleksponerede på lysåbne arealer, og træer i skovbryn og skovlysninger har mange tilknyttede insekter og epifytiske laver i forhold til skyggede træer, og diversiteten stiger med alderen, og når dele af træet begynder at dø og nedbrydes (Vodka m.fl. 2009, Horák & Rébl 2013, Sebek m.fl. 2016). Soleksponerede gamle egetræer kan være hjemsted for dobbelt så mange rødlistede lavarter som tilsvarende skyggede træer (Paltto m.fl.

2011). Enkeltstående træer har en positiv effekt på diversiteten af planter og mosser i lysåbne græssede naturtyper (Kiebacher m.fl. 2017). De betragtes som nøglestrukturer i landskabet (Manning m.fl. 2006) og kan bruges som indikatorer for høj biodiversitet i åbne landskaber (Marchetti 2005).

Figur 4.7. Buske som slåen, hunderose og hvidtjørn i efterårsfarver. Moesgård Museum, Aarhus. Foto: Camilla Fløjgaard.



Hvad indikerer dødt ved?

Dødt ved er generelt levested for mange arter af svampe, laver, biller, myrer, bier og hvepse, og særligt soleksponeret dødt ved på lysåbne arealer er attraktivt (Vodka m.fl. 2009, Horak m.fl. 2014). Der lægges vægt på stående dødt ved i lysåbne naturtyper (Figur 4.8) og store liggende stammer (Marchetti 2005) og ikke på efterladte kvasbunker fra rydning af ung opvækst. I det økologiske rum vil buske, træer, veterantræer og dødt ved bidrage betragteligt til kulstofdiversifikation (ekspansionen) og fungere som substrat for svampe, epifytter og mosser samt danne levested for mange forskellige organismegrupper.

Figur 4.8. Stående dødt ved på en eng. Det gamle træ er levested for svampe og insekter, som har lavet tydelige huller i stammen, og kvæget frekventerer hyppigt træet (Rind Å syd for Herning, foto: Camilla Fløjgaard).



Det kan synes paradoksalt at anbefale buske og træer som biodiversitetsindikator, når der er stort fokus på problemstillingen med tilgroning af lysåbne arealer i naturplejen. Men total rydning af vedplanter og homogenisering af arealer er heller ikke hensigtsmæssigt i forhold til at bevare levesteder for biodiversiteten. Effektiviseringen af udnyttelsen af naturen har ført til et tab af gamle træer, ikke kun i skovene, men også i de lysåbne naturtyper (Bengtsson m.fl. 2000). I biodiversitetsforvaltningen bør man prioritere at opretholde ældre stande af hjemmehørende buskarter, hvorved mosaikstrukturen i landskabet bevares (Rosén & van der Maarel 2000), mens man gennem rydninger af nyere tilgroninger, hvor der stadig er en høj diversitet af arter tilknyttet de lysåbne naturtyper, kan genskabe det artsrige græsland (Palo m.fl. 2013).

Der kan forekomme særlige anbefalinger omkring træer i forvaltningen af truede engfugle. Dette skyldes en bekymring for prædation på disse fra rovfugle, der holder til i træer med god udsigt over engene (Roos m.fl. 2018).

Hvordan responderer buske, træer og dødt ved på ændringer i indsatser?

Det tager naturligvis tid at opnå gamle buske, lianer og træer på arealerne. De er ikke knyttet til en specifik indsats, men lysåbne arealer med gamle buske og træer har sandsynligvis en lang græsningskontinuitet og har typisk ikke været slået eller ryddet. Gamle buske og træer responderer langsomt på ophør af naturplejeindsatser.

Registrering af buske, træer og dødt ved

Buske og lianer på et naturareal kan registreres som dækningsgrad i procent eller angives som "ikke til stede", "spredt" eller "udbredt". Det vil være hensigtsmæssigt at skelne mellem gamle buske og udbredt ung opvækst på arealet, da det sidste kan indikere mangel på indsats og begyndende problemer med tilgroning. Dette aspekt kan dog afhjælpes ved at kombinere denne indikator med andre indikatorer, der eksempelvis tilkendegiver, at der er græsning på arealet, og at dyrene også æder vedplanter (fx bid og barkskrælning, førelagets tykkelse, stor lort, fodposer osv.).

Enkeltstående træer og veterantræer bør registreres separat, da værdien af veterantræer vurderes højere for biodiversiteten. Man kan kendetegne veterantræer ved en omkreds over 3 m ved brysthøjde (omend dette kan variere mellem træarter) og tilstedeværelsen af døde grene, hulninger med råd eller vand, spættehuller, revner fra lynnedslag eller storm, løs bark, grene, der når ned til jorden, og epifytiske planter og lav. Både enkeltstående træer og veterantræer kan registreres som antal per hektar eller angives som "ikke til stede", "spredt" eller "udbredt".

Dødt ved kan opmåles i antal kubikmeter per hektar, hvilket er meget tidskrævende, men kan også registreres som "ikke til stede", "spredt" eller "udbredt". Man bør skelne mellem store liggende stammer og efterladte kvasbunker ved at sætte en tærskel ved fx 10 cm i diameter på stammerne. Buske, træer og dødt ved indikerer først og fremmest levesteder og er ikke et direkte mål for de arter, der lever på stedet. Man kan med fordel supplere med indikatorarter, lave urter, stor lort osv. for at have aspekter af biodiversitet og græsning med.

4.7 Bid og barkskrælning

Hvad indikerer bid og barkskrælning?

Bid og barkskrælning er ofte udskældt som "skade" i skovproduktionen, men der er en øget anerkendelse af, at disse "skader" på træerne skaber mange mikrophabitater, dvs. levesteder, på træerne i samspil med svampe- og insektangreb og vind og vejr (Winter & Möller 2008). Man taler om, at "veteranisere" træer. Bid og barkskrælning er først og fremmest en indikator på, at der er græssende dyr på arealet.

Hvordan responderer bid og barkskrælning på ændringer i indsatser?

Bid og barkskrælning relaterer sig direkte til dyrenes aktivitet på arealet og er dermed en indikator for, at der er en igangværende indsats. Bid og barkskrælning er typisk mere udbredt ved helårsgræsning uden tilskudsfodring, da dyrene indtager betydeligt mere bark i vinterhalvåret (Cromsigt m.fl. 2018). Det er dermed også en indikator for en nær-naturlig græsningsproces, som kan være med til at skabe biodiversitet. Friske bid og barkskrælning er også følsom over for ophør af græsning, da man vil kunne se, at der ikke længere er tale om friske bid, og at træerne er ved at reparere sig selv.

Registrering af bid og barkskrælning

Som biodiversitetsindikator bør man registrere friske bid og barkskrælning og det kan gøres som "ikke til stede", "spredt" eller "udbredt". Indikatoren er relevant på tværs af naturtyper, men forudsætter, at der er buske og træer på arealet. Alene fortæller denne indikator noget om græsningsintensiteten (særligt i vinterperioden) på arealet, men ikke om biodiversiteten og miljøforholdene. Den bør derfor kombineres med fx indikatorarter, blomster og lave urter.

4.8 Førnelag

Hvad indikerer førnelaget?

Et tykt førnelag i form af visne græsser og blade, som ligger oven på jorden eller er samlet i store tuer, mindsker planternes mulighed for at spire og etablere sig (Xiong & Nilsson 1999) og medfører ofte en homogenisering af vegetationen, hvor konkurrenceplanter, der vokser hurtigt og højt, eller græsser og siv, som kan sprede sig vegetativt, dominerer (Figur 4.9) over de lave rosetbladede planter, mosserne og laverne, som får mindre lys. Dertil kommer,

at varmeelskende arter, som fx overdrevsløber og grøn sandspringer (Figur 4.1), mangler levesteder på arealer, hvor plantebiomassen ikke fjernes igennem græsning og høslæt og dermed ophober sig som førne.

Hvordan responderer førnelaget på ændringer i indsatser?

Generelt vil indsatser som græsning og høslæt, som fjerner biomasse, reducere førnelaget betydeligt i forhold til arealer uden indsatser. Ved helårsgræsning uden tilskudsfodring vil vi forvente, at førnelaget mindskes i løbet af vinteren og således er lavere i foråret i forhold til sommergræsning, hvor dyrene tages af arealerne i september eller tidligt på efteråret, hvorved der stadig er biomasseproduktion i løbet af efteråret, indtil dyrene kommer ud på naturarealet igen om foråret. Måler man førnelaget i april-maj, altså inden starten af vækstsæsonen, så repræsenterer tykkelsen effekten på spirende planter. Hvor hurtigt førnen ophober sig efter ophør af græsning eller høslæt, afhænger af produktiviteten på arealet.

Registrering af førnelagets tykkelse

Førnelagets tykkelse kan måles med tommestok flere steder på et areal for at opnå et repræsentativt gennemsnit. Det kan også registreres som ”ikke til stede”, ”spredt” eller ”udbredt”. Førnelagets tykkelse vil variere i løbet af året og vil også afhænge af indsatsen på arealet og arealets produktivitet, hvilket vil sige, at førnelaget på meget næringsfattige naturarealer generelt er tyndere end på næringsbelastede arealer. Alene fortæller denne indikator noget om græsningen på arealet, men ikke om biodiversiteten og miljøforholdene. Den bør derfor kombineres med fx indikatorarter, blomster, bar jord, mosdække og lave urter.

Figur 4.9. Tykt førnelag i eng og rigkær i starten af maj. Det tykke førnelag indikerer, at der ikke er tilstrækkelig forstyrrelse og fjernelse af biomassen, fx i form af græsning. (Kastbjerg Ådal, Randers Kommune, foto: Camilla Fløjgaard).



4.9 Stor lort

Hvad indikerer stor lort?

Der er en rig diversitet af biller og andre organismer knyttet til lort i lysåbne arealer, som bidrager med vigtige økosystemfunktioner, fx frøspredning og bioturbation af jorden. Omsætningen eller udtørring af en kokasse går forholdsvis hurtigt, og biodiversiteten tilknyttet lort er afhængig af en kontinueret tilstedeværelse af lort i landskabet, som gødningsorganismerne kan flytte rundt imellem, hvilket understreger vigtigheden af helårsgræsning (Buse

m.fl. 2015). Dertil kommer, at diversiteten og tætheden af fx gødningsbiller også afhænger af mængden af lort (Lobo m.fl. 2006) og størrelsen på lort (Lumaret & Lobo 1996). Den positive effekt af store mængder lort falder dog ved overgræsning og homogenisering af de mikroklimatiske forhold (Treitler m.fl. 2017). Samgræsning med flere forskellige dyr giver en variation i lort, og det kan også bidrage positivt til biodiversiteten (Hutton & Giller 2003). De mange insekter i lorten er til gavn for mange insektædende fugle, fx kirkeugle, hvid stork og hærfugl, som er sjældne og i tilbagegang (Figur 4.10).

Figur 4.10. Stærerne søger føde i hestepærer på helårsgræsset areal. Her finder de en tæthed af protein, som ellers kan være svært at lokalisere i landskabet. Andre fugle nyder også godt af denne kilde til føde, fx kirkeugle, hvid stork, hærfugl m.fl. Lemvig Kommune. Foto: Morten DD Hansen.



Vigtigheden af lort om vinteren kan understreges og eksemplificeres af Trehornet skarnbasse (*Typhaeus typhoeus*, Figur 4.11) biologi. Trehornet skarnbasse klækker omkring september og træffes typisk i vinterhalvåret, hvor den først søger lort til egen opfodning og senere til at fylde ynglens klækkekamre under jorden. I dag findes den typisk i områder med store krondyrbestande, hvor den er sikret adgang til lort igennem vinteren.

Hvordan responderer stor lort på ændringer i indsatser?

Indikatoren responderer hurtigt både på, at en græsningsindsats er påbegyndt eller ophørt. Frisk lort tørrer hurtigt ud, og man vil derfor kunne se, om dyrene er til stede på arealet på registreringstidspunktet.

Registrering af stor lort

Man kan registrere mængden af frisk lort som en tæthed eller antal lort per ha, eller det kan registreres mere simpelt som "ikke til stede", "spredt" eller "udbredt". Da det netop er vigtigt med helårsgræssende dyr i forhold til lort som levested og ressource for biodiversiteten, så kan indikatoren registreres om vinteren / foråret. Er dette ikke muligt, vil det dog stadig være informativt at registrere indikatoren om sommeren. Da brugen af ormekur og anden medicin til husdyr kan gøre lorten uattraktiv og giftig for insekter (Hutton & Giller 2003, Beynon m.fl. 2012), vil det være meningsfuldt at supplere med et krav om, at der er synlig aktivitet af insekter i lorten – særligt i sommerperioden.

Figur 4.11. Trehornet skarnbasse, *Typhaeus typhoeus* (VU, truet på den danske rødliste).



Frisk lort indikerer både biodiversitet af gødningsfauna, men også, at der er græsning på arealerne. Hvis den registreres i foråret, indikerer den helårsgræsning og kan fx sammen med bid og barkskrælning, arealstørrelse og –variation bidrage til et billede af, om der er en naturlig græsningsproces på arealerne. Den bør dog også kombineres med andre indikatorer for biodiversitet og / eller naturtilstand, fx indikatorarter, lave urter og blomster. Man kan også supplere med store sten og tuer og knolde for en indikation på kontinuitet.

4.10 Fodposer og ”savanne-træer”

Hvad indikerer fodposer?

Fodposer er samlinger af skud i bunden af buske og mindre træer, som opstår, når vedplanterne gang på gang udsættes for bid og forstyrrelser fra græssende dyr. Det er en positiv struktur i tilstandsvurderingssystemet og indikerer lang kontinuitet med græsning, hvor den er typisk for overdrev. Her udvider vi med begrebet ”savanne-træer”, som er træer, der har en næsten vandret underside af kronen, som passer med den højde, dyrene kan nå op og æde i. Det indikerer en nær-naturlig græsningsproces, hvor dyrene æder af vedplanterne. Dyr øger typisk deres indtag af vedplanter om vinteren, særligt hvis de ikke tilskuds fodres. Både fodposer og ”savanne-træer” er relevante indikatorer på tværs af naturtyper, men forudsætter, at der er træer og buske på arealerne.

Registrering af fodposer

Indikatoren kan registreres som ”ikke til stede”, ”spredt” eller ”udbredt” og kan med fordel kombineres med andre indikatorer for naturtilstand og biodiversitet. Indikatoren er mere relateret til en lang kontinuitet i indsatsen, græsning i dette tilfælde, end den er til en igangværende indsats. Strukturen vil også være til stede nogle år efter ophør med græsning.

4.11 Tuer og knolde

Hvad indikerer tuer og knolde?

Tuer og knolde er forhøjninger i terrænet der er dannet af planter, myrer eller ved tramp af tunge græssende dyr. Forekomsten af disse strukturer viser, at området ikke har været pløjet eller slået med maskine og derfor ofte har været et godt levested i lang tid. På den fugtige eller våde bund opstår tuer og knolde typisk, hvor dyrene har trådt vegetationen op (hvor der dannes knoldkær), og hvor tuedannende mosser, starer og andre halvgræsser samt siv bidrager til tuedannelsen. Store tuer og knolde som fx myretuer skaber variation i mikrotopografi og -klima, hvor fugtigbundsarter kan forekomme mellem tuerne og tørbundsarter øverst på tuerne (se fx ændringen fra bund til top på billedet i Figur 4.4). Variationen i vegetation og mikroklima gavner også mange smådyr, særligt nogle af de specialiserede ”myregæster”, der lever hos myrerne, fx den sjældne rovbille Gul Kølledrager (*Claviger testaceus*), som lever hos den mere almindelige Gul Engmyre (*Lasius flavus*).

Tilstedeværelsen af tuer og knolde indikerer et potentiale for høj biodiversitet i form af variation i levesteder og miljøforhold, og det indikerer også lang kontinuitet, og at der ikke har været maskinel drift på arealerne. Engmyrerne trives på arealer med ekstensiv græsning, hvor græsningen sørger for lys og dermed varme til tuerne.

Figur 4.12. Engmyretuer skaber mikrotopografisk variation og dermed variation i plantesamfund med fugtigbundsarter mellem tuerne og tørbundsarter på toppen af tuerne. Engmyretuer på eng ved Karup Å. Foto: Camilla Fløjgaard.



Hvordan responderer tuer og knolde på ændringer i indsatser?

Tuer og knolde forsvinder med det samme, hvis der laves en maskinel behandling på arealerne. Myrerne vil forsvinde i efter ophørt græsning og i takt med tilgroning af arealerne, men det er svært at sige, hvor lang tid efter man stadig vil kunne registrere tuerne.

Registrering af tuer og knolde

Tuer og knolde kan registreres ved et hurtigt kig ud over arealerne og kan registreres som ”ikke til stede”, ”spredt” eller ”udbredt”. Det kræver hverken megen træning eller tid at registrere. Tuer og knolde fortæller ikke noget om hvilke arter er til stede på arealerne, men om kontinuitet og evt. græssende

dyr. Engmyretuerne er karakteristiske for strandenge og ferske enge, men de forekommer også på mere kulturprægende arealer. Tuer og knolde bør derfor kombineres med andre indikatorer, fx lave urter og indikatorplanter.

4.12 Store fritliggende sten

Hvad indikerer store fritliggende sten?

Store fritliggende sten indikerer, at arealet ikke har været pløjet eller maskinelt plejet, og at der er en lang kontinuitet på arealet. At stenene er synlige, indikerer desuden, at der er græsning på arealet, der holder vegetationen lav (**Figur 4.13**). Store fritliggende, solbeskinnede sten i græsningslandskabet er først og fremmest levested for stenboende laver, hvoraf mange er truede i Danmark. De kan også være levested for varmekrævende arter, eksempelvis markfirbenet, som ofte ses i solen på store sten.

Hvordan responderer store sten på ændringer i indsatser?

Forekomsten af store sten er udelukkende et udtryk for arealets driftshistorie og er ikke relateret til en nuværende indsats på arealet, men stenene vil ikke forblive synlige efter ophør med græsning, da høj vegetation vil skjule stenene.

Registrering af store sten

Store sten en relevant indikator på tværs af naturtyper, men forekommer oftest på overdrev, heder og strandenge. Denne indikator kan med fordel kombineres med andre indikatorer for naturtilstand og biodiversitet, fx indikatorarter, gyldent mosdække, blomster, lave urter, stor lort. Store sten, blomstene buske med fodposer og fæstier er blandt de karakteristiske strukturer på overdrev med lang kontinuitet og god naturkvalitet. Store sten kan ses ved et hurtigt kig ud over arealerne og kan registreres som "ikke til stede", "spredt" eller "udbredt".

Figur 4.13. Overdrev med lang græsningskontinuitet. Her er der ikke bare store fritliggende sten, men også buske og træer, lave urter og flere forskellige blomster. Langbjerg, Mols Bjerger. Foto: Henriette Bjerregaard, MST Søhøjlandet.



4.13 Fæstier

Hvad indikerer fæstier?

Fæstier er stier eller små terrasser, der dannes på skrænter og bakker af græssende dyr, og indikerer græsningskontinuitet. I tilstandsvurderingssystemet betegnes denne indikator som "fårestier", men da kvæg og heste og andre planteædere også bidrager til at danne stierne, har vi her valgt betegnelsen "fæstier".

Hvordan responderer fæstier på ændringer i indsatser?

Fæstier er ikke direkte relateret til den nuværende indsats på arealet, men er et udtryk for kontinuitet i forekomsten af græssende dyr på arealet. Fæstier udvikles over mange år og forsvinder ikke umiddelbart ved driftsmæssige ændringer, om end tilgroning kan gøre dem svære at se.

Registrering af fæstier

Fæstierne er kun en relevant indikator på skrænter og bakker, typisk med overdrevsvegetation. Ved god udsigt til skrænterne kan man typisk med et hurtigt kig registrere fæstierne som "ikke til stede", "spredt" eller "udbredt". Selvom kontinuitet ofte hænger sammen med god naturtilstand, så bør denne indikator kombineres med andre indikatorer, fx indikatorarter, blomster, stort, arealstørrelse osv.

5. Areal og variation

5.1 Store forvaltningsenheder og høj naturtæthed i landskabet

Hvad indikerer store forvaltningsenheder og høj naturtæthed?

Det er velkendt, at store sammenhængende naturområder er vigtige for arternes langsigtede overlevelse. Små naturområder kan rumme værdifulde arter, men risikoen for, at en art eller bestand uddør, afhænger af bestandens størrelse – jo mindre, desto større risiko for at uddø (Shaffer 1981, Woodroffe & Ginsberg 1998). Da bestandsstørrelse bl.a. afhænger af det areal, der er til rådighed, betyder små naturområder alt andet lige små bestande og større risiko for, at lokale bestande vil uddø.

Analyser foretaget i forbindelse med udviklingen af biodiversitetskortet har vist, at naturtæthed i omgivelserne er en vigtig forklarende faktor for de undersøgte grupper af rødlistede arter (Ejrnæs m.fl. 2014). Store sammenhængende naturområder (Figur 5.1) drager fordel af større bestande, mindre fragmentering af habitaterne, dvs. bedre mulighed for, at arterne kan sprede sig, og ofte også en mere naturlig dynamik. Indikatoren ”naturandel” i biodiversitetskortet angiver, hvor meget natur der findes i landskabet omkring et areal. Naturandelen er angivet i intervaller på $\geq 20\%$, 40% , 60% og 80% , hvor den højeste værdi også er den bedst forklarende variabel for de rødlistede arter.

Store naturområder er ikke nødvendigvis lig med store forvaltningsenheder, dvs. store arealer med samme målsætning og indsats, fx indhegningens størrelse i græsningsprojekter. Realiteten er, at mange store naturområder er ejet af flere forskellige lodsejere med forskellige interesser, og at de er inddelt i matrikler med forskellige målsætninger. Høj naturtæthed i omgivelserne giver gode muligheder for at lave store græsningsprojekter, hvor naboarealer bliver slået sammen, og hvor man kan tilnærme en mere naturlig græsningsproces og andre naturlige processer (Fløjgaard m.fl. 2017).

Hvordan responderer store forvaltningsenheder og høj naturtæthed på ændringer i indsatser?

Selvom store forvaltningsenheder og høj naturtæthed giver stort potentiale for biodiversitetsindsatser, fx helårsgræsning og samgræsning med flere forskellige dyr og genoprettet hydrologi, så er de ikke direkte relateret til igangværende indsatser.

Registrering af store forvaltningsenheder og høj naturtæthed

Naturtætheden i landskabet kan aflæses fra biodiversitetskortet og er hverken tidskrævende eller kræver særlige kompetencer. Man bør supplere med indikatorer fra det pågældende areal, fx indikatorarter, lave urter, blomster, mosdække, stor lort, fæstier, tuer og knolde, bid og barkskrælning, inklusiv en opgørelse af størrelsen på forvaltningsenheden.



Figur 5.1. Høj naturtæthed i landskabet og store forvaltningsenheder giver levesteder og grundlag for at opretholde levedygtige bestande af sjældne arter. Det er ofte arealer med en lang kontinuitet og flere naturlige processer. Det giver også bedre betingelser for store bestande af planteædere med en naturlig adfærd, habitatudnyttelse og fødesøgning. Fyns Hoved. Foto: Sigrid Schøler Nielsen.

5.2 Variation i naturtyper og inklusion af skov

Hvad indikerer variation i naturtyper og inklusion af skov?

Heterogene naturarealer, fx arealer med krat, lavbundsjord med mose og eng og skrænter med overdrev, rummer generelt flere arter, fordi der er flere levesteder. Variationen i våd og tør natur og lysåben krat eller skov kan understøtte et varieret fødegrundlag for græssende dyr igennem hele året samt give dyrene mulighed for læ og tørre liggepladser, hvilket bidrager til at muliggøre helårsgræsning. Bevarelse, eller genskabelse, af mosaikstruktur af krat, skov og lysåbne områder i landskabet bidrager til biodiversiteten, og lysåbne skovlandskaber er en af de mest artsrige naturtyper på vores breddegrader (Diacon-Bolli m.fl. 2012, Miklín & Čížek 2014).

Trods det, at de foreslåede indikatorer i denne rapport som udgangspunkt skal tages i brug i arealstøtteordninger til lysåben natur, kan det have en positiv effekt på biodiversiteten, at man tænker skovarealer med i indsatsen på lysåbne arealer. Behovet for græsning i skovene bliver ofte overset i den danske naturforvaltning (**Figur 5.2**). Dette skyldes dels, at arealstøtteordninger er fokuseret på lysåbne naturtyper, og dels, at der siden fredskovsforordningen af 1805 har været forbud mod husdyrgræsning i fredskove (dog med undtagelser), og vi er ikke længere vant til at se store dyr i skovene. Dertil kommer, at langt størstedelen af skovene forvaltes med henblik på tømmer og ikke biodiversitet. I de sidste 50 år har vi mistet 12 sommerfuglearter i Danmark – mange tilknyttet skovlysninger og skovbryn (Eskildsen m.fl. 2015), som også er vigtige rede- og overvintringsmuligheder for vilde bier.

Hvordan responderer indikatoren på ændringer i indsats?

Selvom variation i naturtyper og inklusion af skov kan muliggøre helårsgræsning, er de ikke indikatorer på en igangværende indsats.

Registrering af variation i naturtyper og inklusion af skov

Et mindre areal med skov i forbindelse med et stort åbent naturareal kan lægge et stort pres på det lille skovareal i form af overdreven bid, tramp og næringsbelastning, men det er den skæve fordeling mellem skov og lysåbne arealer, der giver en negativ effekt, og ikke fordi skoven ikke kan tåle græsning. Den optimale fordeling mellem skov og lysåbent areal kender vi ikke, og den afhænger sandsynligvis af dyretryk, om der er helårsgræsning eller sommergræsning, våd eller tør bund og andre faktorer. Inklusion af græsmarker eller andre fodermarker bidrager ikke til biodiversiteten og bør derfor ikke tælle med i en registrering af forskellige naturtyper.

Antallet af forskellige naturtyper kan opgøres ud fra kommunernes § 3-kortlægning, som kan ses på Arealinformation, og det er dermed hverken tidskrævende eller kræver særlige kompetencer. Variationen kan også registreres helt enkelt i felten som tilstedeværelsen af både våde og tørre arealer. Om skov indgår i det græssede areal, kan også opgøres ved brug af eksisterende kortinformation og luftfotos, hvis man har en indtegnning af hegnsgrænsen. Begge indikatorer er ikke direkte relateret til biodiversitet og naturtilstand og bør derfor suppleres med indikatorer for disse, fx indikatorarter, lave urter, blomster, dødt ved, stor lort og store sten. Netop for skove vil det også være hensigtsmæssig at registrere bid og barkskrælning for at indikere om de græssende dyr bidrager til at skabe variation i levesteder i skoven.

Figur 5.2. Skovlysning på Djursland skabt af samspillet mellem naturlig hydrologi i skoven og et relativt højt og naturligt græsningstryk fra krondyr. Foto: Rasmus Ejrnæs.



6. Indikatorer på negative påvirkninger

Vi har forsøgt at begrænse brugen af indikatorer på negative påvirkninger. Ulempen ved disse er, at deres tilstedeværelse ikke udelukker, at der også er god naturtilstand på arealerne – særligt hvis arealerne er af en vis størrelse. Eksempelvis kan et stort kystområde med våde klitlavninger med kontakt til grundvandet, klitheder, helårsgræsning med heste, der giver bar jord, og indikatorplanter, der står i blomst, godt rumme et mindre område med rynket rose (invasiv art) eller med en randeffekt af gødskning fra en nærliggende mark, uden at det påvirker biodiversiteten væsentligt. Er de negative indikatorer vidt udbredte, så vil det også afspejles i en manglende eller ringe registrering af positive indikatorer.

I tilstandsvurderingssystemet indgår en række negative strukturindikatorer, fx tegn på eutrofiering, afvanding, kystsikring og tilstedeværelsen af invasive arter. Vi har valgt at inkludere disse fire indikatorer og har tilføjet to nye, idet de bidrager med aspekter af biodiversitetseffekter, der ikke er dækket fyldestgørende af de positive indikatorer.

Hvordan responderer indikatorer på negative påvirkninger på indsatser?

Indikatorerne i dette afsnit er generelt ikke indikatorer på en igangværende indsats, fx græsning eller høslæt. Eutrofiering er en dårlig indikator for, om der foregår en indsats på arealet, da det kan skyldes påvirkning fra omgivelserne, men den negative effekt af eutrofiering vil typisk kunne mindskes ved indsatser, der fjerner biomasse og dermed næringsstoffer fra arealet. Udpining af et areal er en langsom proces, og det tager årtier at udvikle høj-kvalitetsnatur. Indikationer på eutrofiering kan forsvinde inden for 5-10 år på sandede arealer med hurtig udvaskning, men kan tage årtier på lerede og meget næringsbelastede arealer. Artsfattig højstaude vegetation vil inden for få år respondere på indsatser som fx græsning og høslæt, idet vegetationen vil blive lavere igennem fjernelsen af biomasse, men den vil næppe blive artsrig eller rumme mange indikatorplanter.

Afvanding indikerer ikke græsning og høslæt, selv om vedligeholdelse af grøfter kan forekomme for at lette en indsats.

Tilskudsfodring er en negativ indikator på en naturlig græsningsproces, men kan også indikere, at der foregår en indsats med dyr på arealet. Man bør supplere med andre indikatorer på biodiversitet, fx indikatorplanter og blomster, for at få en indikation af arealets biodiversitet.

6.1 Eutrofiering

Hvad indikerer eutrofiering?

Eutrofiering kan skyldes direkte gødskning eller tilskudsfodring, luftbåren kvælstof, afdrift fra naboarealer, næringsbelastet overflade eller grundvand samt ophobning af næringsstoffer fra den tidligere drift på arealet. På naturarealer, der grænser op til marker i omdrift, vil vegetationen i randzonen ofte bære tydeligt præg af en direkte gødningspåvirkning. Gødskningspåvirkninger kan ofte ses ved en markant grøn vegetation, forekomst (evt. dominans) af kvælstofelskende arter såsom rajgræs, stor nælde, alm. kvik, vild kørvel og ager-tidsel og generelt artsfattig højstaude vegetation (Figur 6.1). Ligeledes

kan der være tydelige kørespor og efterladenskaber efter gødningsudbringning eller tilskudsfodring (Figur 6.2 B).

Figur 6.1. Artsfattig højstaude vegetation af lodden dueurt på eutrof eng ved Kærby i Kastbjerg Ådal, Randers Kommune. Foto: Camilla Fløjgaard.



Registrering af eutrofiering

Eutrofiering kan registreres under en besigtigelse som tilstedeværelsen af kvælstofelskende arter, farven på vegetationen, artsfattig højstaude vegetation eller tydeligt spor efter gødskning. Alle indikatorerne kan registreres som ”ikke til stede”, ”spredt” eller ”udbredt”. Farven på vegetationen kan ofte vurderes på afstand. Det vil kræve nogen læring og erfaring både at genkende kvælstofelskende arter og vurdere farven på eutrofieret vegetation, men indikatorerne vil være hurtige at registrere under en besigtigelse. Eutrofiering er en negativ indikator for naturtilstanden, men udelukker ikke tilstedeværelsen af højkvalitetsnatur på arealerne – særligt på store arealer, hvor eutrofieringen er lokal og eksempelvis skyldes randpåvirkning fra naboarealer – og der er derfor hensigtsmæssigt at kombinere eutrofiering med positive indikatorer på biodiversitet og græsning, fx indikatorarter, dødt ved, stor lort, bid og barkskrælning og lave urter.



Figur 6.2. A. Næringsfattig mose med højt mosdække og brunlige, næsten gyldne, grønne nuancer og B. eutrofieret mose omkring en fodertønde med en mere ”græs-grøn” farve (t.h.). Kastbjerg Ådal, Randers Kommune, billederne er taget samme dag i maj. Foto: Camilla Fløjgaard.

6.2 Afvanding og vandindvinding

Hvad indikerer afvanding/naturlig hydrologi?

Naturlig hydrologi, fx udstrømmende grundvand i moser og kildevæld, fluktuerende vandstand i våde enge og oversvømmelser af ånære arealer, er vigtige naturlige processer, og netop jordbundens fugtighed (sammen med lav næringsstatus) er definerende for forekomsten af mange sjældne vådbundsarter og bestemte habitater. Stort set alle steder i fugtige og våde naturtyper sker der en mere eller mindre synlig afvanding i form af grøfter eller dræn, kanalisering af vandløb og vandindvinding til markvanding og drikkevand. Det forekommer dog også, at naturarealer afvandes for at sikre eller lette naturpleje med græssende dyr eller maskiner på naturarealerne. Græsning på våde arealer kan ofte godt lade sig gøre, hvis man vælger hårdføre racer og giver mulighed for, at dyrene kan veksle mellem tørre og våde arealer inden for indhegningen. Til gengæld kan dyrene i samspil med hydrologien mindske tilgroning og skabe tuestruktur og bar jord i den våde bund (Figur 6.3).

Figur 6.3. Græssende kvæg går i til maven i rigkær ved Kielstrup Sø, Mariagerfjord Kommune. Foto: Camilla Fløjgaard.



Registrering af afvanding

Det er meget vanskeligt at beskrive de hydrologiske forhold på et naturareal. I tilstandsvurderingssystemet vurderes hydrologien under en besigtigelse og baserer sig på et øjebliksbillede af lokaliteten. Det kan derfor være vanskeligt at vurdere hydrologiske variationer over året. Synlige dræn og grøfter kan registreres, men mange dræn er ikke synlige, og det kan være svært at vurdere, hvor effektivt et dræn virker, og hvor stort et areal der er påvirket. Man kan også vurdere tilstedeværelsen af grøfter og til dels dræn, hvor jorden kan være sunket lidt ned, ved at studere Danmarks Højdemodels terrænmodel (fra Kortforsyningen). Det er dog ikke muligt at vurdere omfanget og effekten af vandindvinding.

Afvanding kan registreres som "ikke til stede", "spredt" eller "udbredt". Oprensning af grøfter er ofte synligt i form af en vold med friskopgravet materiale, og tydeligt vedligeholdte dræn kan også registreres som indikator på, at de naturlige processer fortsat kontrolleres på arealet. Fordi hydrologien spiller en stor rolle for biodiversiteten og naturtilstanden, så vil en negativ effekt af afvanding også blive afspejlet i registreringen af indikatorarter, hvor fugtigbundsplanterne vil forsvinde. Indikatoren er relevant for naturtyper på lavbundsjord og kan med fordel kombineres med indikatorarter, lave urter, gyldent mosdække, tuer og knolde og stor lort.

6.3 Kystsikring

Hvad indikerer kystsikring?

Langs store del af de danske kyster er der foretaget kystsikring i form af diger, høfder og diverse sanddæmpende foranstaltninger, der beskytter de kystnære områder fra naturlige kystprocesser. Effekten af kystsikringen er uden tvivl omfattende, men meget vanskelig at vurdere omfanget af.

Registrering af kystsikring

Graden af kystsikringen kan vurderes ud fra luftfotos og i felten. Ud fra luftfotos kan det ses, om der er foretaget kystsikring i form af høfder og diger. Hindring af naturlig dynamik i form af tilplantning med fx klit- og bjergfyr, opsætning af ris eller tilplantning med fx hjælme (beplantning er oftest i lige rækker og nem at genkende selv flere år efter) langs de eksponerede kyster fremgår ofte først af feltbesøget. I felten vurderes, i hvilken grad kystsikringen hindrer en naturlig påvirkning af kystarealet i form af oversvømmelser med saltvand og bølgepåvirkning, jord-/sandskred og vindbrud. Kystsikringen kan altså både vurderes ud fra negative indikatorer, der vurderer tilstedeværelsen af kystsikring, eller positive indikatorer som fx pander og loer, der indikerer tilstedeværelse af naturlig hydrologi. Sidstnævnte er meget naturtypespecifik og kun relevant for strandenge og beskrives ikke nærmere. Indikatorer for kystsikring kan registreres som "ikke til stede", "svagt" eller "tydeligt". De er kun relevante for kystnære arealer, men kan omfatte klitter, heder, strandenge og enge. Indikatoren er ikke direkte relateret til biodiversitet på arealet og bør kombineres med indikatorarter og lave urter for dette aspekt og blomster, stor lort, bar jord og bid og barkskrælning som indikation på naturlige processer. Man kan desuden tilføje arealstørrelse, naturtæthed og variation i naturtyper.

6.4 Invasive arter

Hvad indikerer invasive arter?

Invasive arter kan lokalt være en trussel mod biodiversiteten, men en spredt tilstedeværelse af invasive arter udelukker ikke, at der også kan være mange hjemmehørende arter og høj naturtilstand på arealet.

Registrering af invasive arter

Registreringen af invasive arter kræver, at man kan genkende arterne, fx arterne listet i Tabel 6.1, som er de invasive arter, der monitoreres i NOVANA. Derefter kan man registrere deres dækning i antal kvadratmeter eller som "ikke til stede", "spredt", og "udbredt". Invasive arter udelukker ikke tilstedeværelsen af god natur på et areal og man bør derfor kombinere denne indikator med fx indikatorarter, lave urter, blomster, stor lort, bar jord og bid og barkskrælning som indikation på biodiversitet og naturlige processer på arealet.

Tabel 6.1. Invasive planter fra Fredshavn m.fl. (2016).

Kæmpe-Bjørneklo (<i>Heracleum mantegazzianum</i>)	Spiræa, alle arter og hybrider (<i>Spiraea</i> spp.)
Rød Hestehov (<i>Petasites hybridus</i>)	Hvid kornel s.l. (<i>Cornus alba</i> s.l.)
Japan-Pileurt (<i>Reynoutria japonica</i>)	Bærmispel (<i>Amelanchier</i>), alle arter og hybrider
Kæmpe-Pileurt (<i>Reynoutria sachalinensis</i>)	Snebær (<i>Symphoricarpos albus</i>)
Kanadisk Gyldenris (<i>Solidago canadensis</i>)	Bukketorn (<i>Lycium barbarum</i>)
Sildig Gyldenris (<i>Solidago gigantea</i>)	Hæk-berberis (<i>Berberis thunbergii</i>)
Mangebladet Lupin (<i>Lupinus polyphyllus</i>)	Hjortetaktræ (<i>Rhus typhina</i> = <i>R. hirsuta</i>)
Kanadisk Bakkestjerne (<i>Conyza canadensis</i>)	Træer:
<i>Campylopus introflexus</i>	Glansbladet Hæg (<i>Prunus serotina</i>)
Rynket Rose (<i>Rosa rugosa</i>)	Robinie (<i>Robinia pseudoacacia</i>)
Kamchatka rose (<i>Rosa kamtchatica</i>)	Alle nåletræarter undtagen rødgran, skovfyr, taks og ene

6.5 Tilskudsfodring

Hvad indikerer tilskudsfodring?

Tilskudsfodring forekommer ofte ud fra hensynet til dyrevelfærd (juridisk eller etisk), men der er også negative effekter af tilskudsfodring på dyrenes adfærd, fødeindtag samt en påvirkning af naturarealerne (Putman & Staines 2004, Mysterud 2010). Tilskudsfodringen mindsker dyrenes fødeindtag på naturarealerne, og den kan også resultere i tilførsel af næringsstoffer til næringsfattige naturtyper.

Registrering af tilskudsfodring

Tilskudsfodring er en negativ indikator på en naturlig græsningsproces og kan registreres ved observation af fodertønder, fodertrug eller høballer på arealerne. Indikatoren kan virke urimeligt, idet man straffes for at overholde dyrevelfærdsloven, men der er også arealer, hvor tilskudsfodringen kan mindskes eller undværes, hvis man vil acceptere, at dyrene har et naturligt vægttab i løbet af vinteren, og desuden sørger for adgang til varierede fødekilder på heterogene arealer. Tilskudsfodring er dermed også en positiv indikator på, at der foregår en indsats med dyr på arealet. Tilskudsfodring udelukker ikke tilstedeværelsen af god natur på et areal og man bør derfor kombinere denne indikator med fx indikatorarter, lave urter og gyldent mosdække. Man kan supplere med eutrofiering for at vurdere næringsbelastningen fra tilskudsfodringen og fx bid og barkskrælning, blomster og førnelagets tykkelse som indikation på græsningsprocessen på arealet.

6.6 Honningproduktion

Hvad indikerer honningproduktion?

Honningbier holdes som husdyr i meget store antal, og de konkurrerer med vilde bier om de samme føderessourcer (Goulson & Sparrow 2009, Henry & Rodet 2018). Mange studier har vist, at honningbierne konkurrerer om blomsterressourcerne med de vilde bier, og at det for de vilde bier medfører et faldende fødegrundlag og ændringer i adfærd, hvilket påvirker bestandene af vilde bier negativt (Goulson & Sparrow 2009, Hudewenz & Klein 2015, Torné-Noguera m.fl. 2016). I homogene landskaber vil honningbiernes tilstedeværelse føre til en reduktion i densiteten af humlebier (Herbertsson m.fl. 2016) og andre vilde bestøvere (Lindstrom m.fl. 2016). I mere heterogene landskaber, der understøtter en større diversitet af vilde humlebier, lader det til, at det i højere grad er artssammensætningen end densiteten, der påvirkes af honningbiavl, idet de mindst konkurrencedygtige arter forsvinder (Herbertsson m.fl. 2016). Endelig viser studier, at sygdomme spredt sig fra honningbier og andre udsatte bier som fx jordhumle til de vilde bestøvere og kan være medvirkende til tilbagegangen af mange populationer af vilde bier (Furst m.fl. 2014).

Der er omfattende videnskabelig evidens for konkurrence mellem honningbier og vilde bier og for at denne konkurrence har negative effekter på vilde bier (Bruun m.fl. 2017, Strandberg m.fl. 2018). Der er mangel på viden om hvor store effekterne af konkurrencen er sammenlignet med andre trusler mod de vilde bier – herunder mangel på nektar- og pollenkilder og redesteder. I dag er 41 % af de danske humlebiarter noteret som enten sårbare, truede eller næsten truede på den danske rødliste, mens de andre vilde bier endnu ikke er rødlistevurderede. Derfor bør man undgå honningbiavl i områder, der er udlagt som beskyttet natur, fordi der i disse områder skal være plads netop til natur. Det lader dog til, at den negative effekt af honningbiavl er rimelig lokal, og studier af konkurrencen mellem honingbier og vilde bier, hvor effekten af

afstanden til bistaderne er blevet undersøgt, viser, at påvirkningen aftager efter omkring 1 km (Mallinger m.fl. 2017, Henry & Rodet 2018).

Registrering af honningproduktion

Tilstedeværelsen af honningbier er en negativ indikator for naturlige bestøvernetværk og konkurrenceforhold for bestøvende insekter og kan indikere, at truede vilde bier ikke tilgodeses af den nuværende benyttelse af arealerne. Tilstedeværelsen af honningbier kan registreres ved at observere honningbier i blomster eller ved at registrere bistader i fx 1 km's omkreds af arealerne. Sidstnævnte er måske ikke muligt eller tidskrævende, så alternativt kan man registrere synlige bistader på arealerne. Honningbier er ikke indikator for en biodiversitetsindsats. Man kan med fordel kombinere denne indikator med indikatorer på biodiversitet og naturlige processer, fx indikatorarter, blomster, bar jord og stor lort.

7. Nye overvågningsmetoder

7.1 eDNA

Alle organismer efterlader DNA i det miljø, de lever i eller har levet i. Planterne står med rødderne solidt plantet i jorden og afgiver dermed DNA til jorden. Det gør alle de små dyr, muldvarpen og svampene i jorden selvfølgelig også. Andre organismer, som går på jorden, lever i træerne eller flakser rundt i blomsterne efterlader også DNA i jorden, når de skider og formerer sig, eller når de dør og bliver nedbrudt. De rester af DNA, der findes i miljøet, kaldes for *environmental DNA* eller eDNA. Der er lavet adskillige undersøgelser af, hvordan man kan bruge eDNA til at overvåge biodiversitet eller bestemte arter – fx kryptiske arter, som ellers bliver overset under en almindelige feltobservation (Bonin m.fl. 2018). For nyligt har et stort dansk studie af biodiversitet dokumenteret en stærk sammenhæng mellem biodiversiteten og antal og variation i de taksonomiske enheder af DNA-sekvenser i jorden (OTU'er) (Frøslev m.fl. 2017).

Brugen af eDNA i overvågning af biodiversitet er under hurtig udvikling, men det er i skrivende stund ikke nogen ”hyldevare”. Som det fungerer i dag, er det nemt og ikke særligt tidskrævende at tage en jordprøve på et naturareal, men der er efterfølgende en del laboratoriearbejde, bioanalyse og ekspertise forbundet med at komme fra jordprøven til et pålideligt mål for biodiversiteten. I Danmark arbejder man med eDNA i jordprøver og terrestrisk biodiversitet i flere forskellige forskningsprojekter på både Københavns Universitet og Aarhus Universitet, og det er et område, hvor vi vil se en hurtig udvikling over de næste 5-10 år.

7.2 Aerial Laser Scanning (LiDAR)

Aerial Laser Scanning, eller ALS, til kortlægning og overvågning af naturtyper og biodiversitet omfatter en række forskellige produkter, som stammer fra billeder, laser eller radarskanninger fra fx droner (Turner m.fl. 2003). Brugen af droner med laserskannere (LiDAR) i naturovervågningen er under hastig udvikling, og der findes allerede meget overbevisende demonstrationer af brugbarheden. Det er særligt parametre, der kvantificerer habitatstruktur og topografi, som har vist sig brugbare i natur- og biodiversitetskortlægning. Eksempelvis har man i Ungarn vist, at parametre fra LiDAR er lige så brugbare som feltregistrering af indikatorer til at lave Natura 2000-tilstandsvurdering af lysåbne naturtyper (Zlinszky m.fl. 2015), mens kortlægning af klitmorfologi med LiDAR kan bruges til at dokumentere forekomsten af habitatdirektivets naturtyper i kystområder i Middelhavet (Bazzichetto m.fl. 2016). For danske naturområder kan LiDAR beskrive vegetationsstrukturen og derigennem forklare svamperigdom (Thers m.fl. 2017).

Den åbenlyse ulempe ved LiDAR som værktøj i naturforvaltningen er, at vi stadig er i en udviklings- og undersøgelsesfase. Der er imidlertid også mange fordele som fx den kendsgerning, at det er muligt at kortlægge et helt areal objektivt (selv de ufremkommelige våde eller tilgroede områder) samt at overvåge selv små ændringer over tid. Der arbejdes med LiDAR i flere forskellige forskningsprojekter i relation til biodiversitet, kortlægning af natur og overvågning af ændringer i vegetationsstruktur som følge af eksempelvis græsning. Vi forventer at se en hurtig udvikling over de næste 5-10 år og en øget interesse for og anvendelse af LiDAR i naturovervågningen.

8. Sammensætning af indikatorer

Det er hensigtsmæssigt at sammensætte indikatorer fra forskellige kategorier, fordi en god naturtilstand typisk kræver, at flere betingelser er opfyldt på samme tid. Hvis mosen er drænet, er det jo lige meget, om den er græsset, og det hjælper jo ikke meget, at overdrevet er næringsfattigt, hvis det er overgræsset om sommeren, så der ikke længere er nogle blomster til bier og sommerfugle. I tilstandsvurderingssystemerne til naturkortlægning og besigtigelse vurderer man både et artsindeks og et strukturindeks, som sammenvejes til en naturtilstand (Fredshavn & Ejrnæs 2006). Et nyligt ødelagt areal vil have et ringe strukturindeks, men stadig et højt artsindeks, hvorimod et nyligt genoprettet areal ofte vil have et højt strukturindeks, men stadig et lavt artsindeks. Arealer, der gennem en lang årrække har været plejet optimalt og kun udsat for ringe/mindre negativ påvirkning, vil have et højt strukturindeks og et højt artsindeks. Tilsvarende vil arealer, der gennem en lang årrække har været under kraftig negativ påvirkning og manglende pleje, have et lavt strukturindeks og et lavt artsindeks. I vurderingen af bevaringsstatus for naturtyper bruger man tilsvarende flere forskellige indikatorer og kriterier, som alle skal være opfyldt, for at man kan tale om en gunstig bevaringsstatus (Nygaard m.fl. 2014).

Tilsvarende foreslår vi, at man kan kombinere en artsbaseret indikator, fx indikatorplanterne, med flere forskellige indikatorer for levesteder, græsning og driftshistorie for at sikre sig, at arealet har en høj naturværdi og bliver forvaltet hensigtsmæssigt for at bevare denne. Med udgangspunkt i **Tabel 10.1** bør man stile efter, at sammensætningen af indikatorer omfatter krydser i alle fire kolonner Biodiversitet/truede arter, Uorganiske levevilkår, Organiske ressourcer og Naturlige processer. I det sidste afsnit tekst til hver indikator er yderligere forslag til hvilke indikatorer man bør supplere med. Indikatorarter er den indikator, som giver mest information om biodiversitet og derfor er det også denne der bliver foreslået gang på gang.

Af praktiske årsager er det selvfølgelig smart at kombinere indikatorer, der kan registreres på samme årstid, afhængigt af, om de skal bruges til selvangivelse eller kontrolbesøg.

8.1 Biodiversitetsindikatorer og indsatser

Som tidligere nævnt er de arter, der udgør biodiversiteten, udviklet i økosystemer præget af naturlige processer, herunder store planteædere. I rigtig mange naturområder i dag efterlignes de økologiske funktioner mere eller mindre effektivt af landbrugspraksisser med græssende husdyr, maskinel biomassehøst eller slåning. Landbruget og naturplejen har altså erstattet de naturlige processer. Ophører man med disse indsatser uden at genoprette de naturlige processer, som vi fx ser i rewilding-projekter, vil det i mange tilfælde betyde et tab af biodiversitet. En manglende indsats vil med tiden derfor også blive reflekteret i biodiversitetsindikatorerne. Indikatorer, der relaterer sig direkte til dyrenes aktivitet på arealerne, som fx bid og barksskrælning, stor lort og førnellagets tykkelse, kan bedre indikere en igangværende landbrugsindsats, mens fx indikatorplanterne vil kunne findes på arealet også flere år efter, at en indsats er ophørt. Det kan være svært at skelne mellem en indsats med græssende husdyr og en græsningseffekt af fritlevende dyr, men i Danmark

er tætheden af krondyr eller rådyr på de fleste naturarealer så lav, at det vil være let at se forskel.

I Irlands RB-AEM Burren-projekt registrerer man græsningsintensitet, og hvorvidt denne er for lav, optimal eller for høj i forhold til at bevare den gode økologiske tilstand i habitaterne (Burren Program 2016). Vurderingen af græsningsstryk er sammensat af en række forskellige indikatorer såsom blandt andet førnelagets tykkelse, tydelig tramp, vegetationshøjde, stor lort, blomster og fæstier. Mange af disse komponenter er beskrevet som individuelle indikatorer i denne rapport. Kombinationen af indikatorer, som særligt omfatter dyrenes effekt på arealerne (bar jord, bid og barkskrælning, blomster, stor lort osv.), kan altså bruges som indikation på et varierende og passende græsningsstryk, der bidrager til en god naturtilstand og biodiversitet.

8.2 Biodiversitetsindikatorer til genopretningsprojekter

Naturgenopretningsprojekter kan på trods af positive indsatser for biodiversiteten være udfordret med at opnå positive indikatorer for biodiversitet eller god naturtilstand. Dette kan skyldes, at udpining af jorden, udvikling af vegetationsstruktur og indvandring af arter kan tage årtier. Da arealstøtteordninger ofte prioriteres efter arealernes kvalitet, således at de tildeles inden for Natura 2000-områder og på arealer med høj HNV, er indikatorerne i denne rapport ikke umiddelbart udvalgt til kontrol af naturgenoprettede arealer, hvor succeskriterierne måske vedrører helt specifikke mål om at fjerne næringsstoffer eller hæve vandstanden. Alligevel kan flere af de foreslåede indikatorer også være relevante for genopretningsprojekter.

Det kan være relevant at skelne mellem marker, der tages ud af drift og udlægges til natur, og eksisterende naturarealer i dårlig tilstand, som fx genoprettes i forbindelse med hydrologi-projekter eller lignende. Hvis der er tale om marker, der tages ud af omdrift, kan det være nødvendigt at bruge specifikke indikatorer som fx retter sig mod fjernelse af næringsstoffer ved høslæt, udpiningsdyrking, reolpløjning eller lignende. Dog vil man ofte kunne anvende den foreslåede liste over indikatorarter, som også rummer almindelige arter som håret høgeurt, liden klokke, hedelyng, læge-ærenpris, pimpinelle, kællingetand, kragefod, tormentil, gul snerre, lyng-snerre og kær-snerre, med en målsætning om, at antallet af indikatorarter skal øges over en 10-årig periode.

Der er dog også en række indikatorer på naturplejeindsatser, samt nogle af strukturindikatorerne, der også vil være relevante at tage i brug til genopretningsprojekter.

9. Omkostninger og kompetencer

For hver enkelt indikator har vi vurderet, hvilke kompetencer det kræver at registrere denne. Generelt kræver det et vist artskenndskab at registrere indikatorplanter, rødlistede arter (medmindre man benytter sig af eksisterende registreringer) og invasive arter. De eksisterende værktøjer til artsbestemmelse ved billedgenkendelse er dog i hastig udvikling (fx app'en iNaturalist), og brugen af nogle af disse værktøjer bør indgå i afprøvningen i 2019.

De fleste andre indikatorer kræver mindre eller ingen biologisk fagviden, men en omhyggeligt udarbejdet teknisk anvisning. Derudover vil det være hensigtsmæssigt at foretage en interkalibrering, hvor kontrollanter sammen med eksperter tager på besigtigelse og vurderer et areal. Det kan give anledning til diskussion og efterfølgende enighed om eksempelvis, hvordan 10 % bar jord ser ud, hvordan frisk barkskrælning ser ud, hvilken grøn farvenuance der indikerer eutrofiering o.a. Interkalibrering bruges både til at præcisere teksten i den tekniske anvisning og til at opnå enighed om, hvordan teksten skal forstås. Samtidig kan det bidrage til en vurdering af usikkerheden i vurderingerne.

Omkostningerne er vurderet ud fra den skønnede tid, det tager at registrere indikatoren. Hvis indikatoren kan registreres på baggrund af eksisterende kortlægning og luftfotos m.v. hjemme på kontoret foran computeren, så vurderes omkostningerne til at være lave. Særligt vegetationsstrukturerne, store sten, stor lort og tuer er hurtige at registrere i felten, i særdeleshed hvis man vælger den enkle registrering "ikke til stede", "spredt" eller "udbredt". Vi anbefaler, at flere indikatorer kombineres. Derved øges tiden til feltregistreringer ganske vist samlet set, men vurderingen bliver samtidig mere robust. Til sammenligning kræver det en feltindsats på 30-90 minutter at karakterisere en lokalitet baseret på tilstandsvurderingssystemet (Fredshavn & Skov 2005).

10. Oversigt

Tabel 10.1. Potentielle biodiversitetsindikatorer. "X" angiver det eller de aspekter af biodiversiteten, som indikatoren bedst repræsenterer: Biodiversitet/truede arter, Uorganiske levevilkår (position i det økologiske rum: klima, hydrologi, jordbund), Organiske ressourcer (ekspansion i det økologiske rum: planter, ved, blomster, lort) og Naturlige processer (dynamik og succession). Følsomhed over for ophør af ekstensiv græsning, altså hvor hurtigt efter ophør af græsning man kan forvente, at indikatoren vil respondere og ikke længere vil kunne registreres på arealerne. Følsomheden er angivet som ***: meget følsom/forsvinder sandsynligvis året efter ophør, **: mindre følsom/forsvinder langsomt og *: ikke følsom/kan findes i lang tid efter ophør. Følsomhed over for påbegyndt græsning, altså hvor hurtigt man kan forvente, at indikatoren vil kunne registreres på arealer efter etablering af gunstige forhold og processer. Følsomheden er her angivet som ***: meget følsom/indfinder sig sandsynligvis inden for det første år, **: mindre følsom/indfinder sig langsomt og *: ikke følsom/kan tage lang tid om at indfinde sig. Som et eksempel på en biodiversitetsindsats er her valgt ekstensiv græsning, fx helårsgræsning. Indikatorernes følsomhed over for andre naturplejindsatser er ikke vurderet her, og der skal gøres opmærksom på, at de ikke er ens; fx vil mange strukturindikatorer være meget følsomme over for og forsvinde øjeblikkeligt ved maskinel høslæt. Hastigheden, hvormed indikatorer indfinder sig på naturarealer efter påbegyndt pleje, afhænger i høj grad af udgangspunktet, og her antager vi, at der er tale om naturarealer i dårlig tilstand og ikke driftsarealer, der skal genoprettes til natur. Naturtypen angiver, om indikatoren forventes at kunne bruges på tværs af alle naturtyper eller kun for udvalgte naturtyper. Omkostningen ved registrering i felten eller opslag ved computer er angivet med \$: lav omkostning/hurtig registrering typisk uden feltbesøg, \$\$: mellem omkostning/feltbesøg påkrævet og \$\$\$: høj omkostning/tidskrævende registrering. Niveauet af viden eller kompetencer, som en kontrollant forventes at have for at kunne registrere indikatoren korrekt, er angivet som ★: kræver ingen særlige faglige kompetencer, ★★: kræver et begrænset artskenndskab, som en kontrollant vil kunne opnå gennem et målrettet kursus, og ★★★: kræver særlige biologifaglige kompetencer. Angivelserne er ikke databaserede, men bunder i et fagligt skøn og erfaring. NA angiver tilfælde, hvor vi er ved at udvikle nye teknikker eller indikatorer, som ikke vil respondere på ophør af eller påbegyndt græsning.

	Biodiversitet/truede arter	Uorganiske levevilkår	Organiske ressourcer	Naturlige processer	Følsomhed over for ophør af ekstensiv græsning	Følsomhed over for påbegyndt ekstensiv græsning	Naturtype	Sæson for dokumentation	Omkostning	Viden/kompetencer	Indikatorværdi for biodiversitet
1. Arter og artsgrupper											
Indikatorplanter	X	X	X	(X)	*	*	Alle	Sommer	\$\$	★★	+++
Rødlistede og freddede arter*	X			(X)	**	*	Alle	Hele året/Sommer	\$\$\$\$	★/★★★	++
2. Levesteder, naturlige processer og driftshistorie											
Bar jord		X		X	**	***	Alle	Hele året	\$	★	+
Blomster			X	X	*	***	Alle	Sommer	\$\$	★	++
Lave urter med rosetblade		X		X	*	*	Alle	Sommer	\$	★	+
Jordboende laver og tørvemosser		X		X	*	*	Sure mosser, heder, klitter	Hele året	\$	★	++
Gylde mosdække		X		X	**	*	Rigkær, overdrev	Forår	\$	★	+
Dværgbuskdække		X		X	*	**	Heder, nogle moser	Hele året	\$	★	+
Buske og lianer			X	X	*	**	Alle	Hele året	\$	★	+

Enkeltstående træer			X	X	*	*	Alle	Hele året	\$	★	+
Veterantræer	X		X	X	*	*			\$\$	★★	++
Dødt ved	X		X	X	*	*	Alle	Hele året	\$\$	★	++
Bid og barkskræling			X	X	***	***	Alle	Hele året	\$\$	★★	+
Førnelagets tykkelse		X	X	X	***	**	Alle	Forår	\$\$	★★	++
Stor lort			X	X	***	***	Alle	Hele året/foråret	\$\$	★	++
Fodposer og "savanne-træer"				X	*	*	Alle	Hele året	\$	★	+
Tuer og knolde	X	X		X	*	*	Alle	Hele året	\$	★	+
Store fritliggende sten	X	X		X	NA	NA	Alle	Hele året	\$	★	+
Fæstier	X		X	X	*	*	Overdrev	Hele året	\$	★	+

3. Areal og variation

Store forvaltningsenheder				X	NA	NA	Alle	Hele året	\$	★	++
Høj naturtæthed i landskabet		X	X	X	NA	NA	Alle	Hele året	\$	★	++
Variation i naturtyper			X	X	NA	NA	Alle	Hele året	\$	★	++
Inklusion af skov i det græssede areal			X	X	NA	NA	Alle	Hele året	\$	★	++

4. Negative indikatorer

Eutrofiering – grøn vegetation					NA	NA	Alle	Forår	\$	★	+
Eutrofiering – kvælstofelskende arter					NA	NA	Alle	Sommer	\$\$	★★	+
Eutrofiering – kørspar osv.					NA	NA	Alle	Hele året	\$	★	+
Eutrofiering - artsfattig højstaude vegetation					**	**	Alle	Sommer	\$\$	★★	+
Invasive arter**					NA	NA	Alle	Sommer	\$\$	★★	+
Tilskudsfodring					NA	NA	Alle	Vinter/forår	\$	★	+
Honningproduktion					NA	NA	Alle	Sommer	\$	★	+
Afvanding - grøfter og dræn					NA	NA	Moser, enge, strandenge	Hele året	\$\$	★★★	++
Kystsikring - tilplantning							Klitter, heder, strandenge og kystnære enge	Hele året	\$\$	★★	+

Kystsikring – høf- der og diger					NA	NA	Klitter, heder, strand- enge og kystnære enge	Hele året	\$\$	★★	+
------------------------------------	--	--	--	--	----	----	--	-----------	------	----	---

5. Nye metoder

eDNA	X	X	X		*	*	Alle	NA	NA	NA	+++
Aerial Laser Scan- ning (LiDAR)			X	X	***	***	Alle	NA	NA	NA	++

* Man kan bruge biodiversitetskortet hele året til at se, hvilke rødlistede arter der allerede er registreret på et areal, men man kan også registrere fx nye fund af rødlistede arter i felten i sommerperioden. Sidstnævnte kræver væsentlig mere tid og faglige kompetencer.

** Hvor hurtigt invasive arter vil respondere på ophør af eller påbegyndt pleje, er svært at sige og afhænger af den invasive arts spredningsevne og vækstform, og om den allerede forekommer på arealet.

11. Referencer

- Andersen, D. K., B. Nygaard, J. R. Fredshavn & R. Ejrnæs (2013). "Cost-effective assessment of conservation status of fens." *Applied Vegetation Science* **16**(3): 491-501.
- Appleby, M. C. (1982). "The Consequences and Causes of High Social Rank in Red Deer Stags." *Behaviour* **80**(3/4): 259-273.
- Austrheim, G. & G. A. Olsson (1999). "How does continuity in grassland management after ploughing affect plant community patterns?" *Plant Ecology* **145**: 59-74.
- Barboza, P. S. & R. T. Bowyer (2000). "Sexual segregation in dimorphic deer: a new gastrocentric hypothesis." *Journal of Mammalogy* **81**(2): 473-489.
- Bartelheimer, M. & P. Poschlod (2016). "Functional characterizations of Ellenberg indicator values—a review on ecophysiological determinants." *Functional Ecology* **30**(4): 506-516.
- Barton, P., S. Cunningham, D. Lindenmayer & A. Manning (2013). "The role of carrion in maintaining biodiversity and ecological processes in terrestrial ecosystems." *Oecologia* **171**(4): 761-772.
- Bengtsson, J., S. G. Nilsson, A. Franc & P. Menozzi (2000). "Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests." *Forest Ecology and Management* **132**(1): 39-50.
- Beynon, S., M. Peck, D. Mann & O. Lewis (2012). "Consequences of alternative and conventional endoparasite control in cattle for dung-associated invertebrates and ecosystem functioning." *Agriculture, ecosystems & environment* **162**: 36-44.
- Bonin, A., P. Taberlet, L. Zinger & E. Coissac (2018). *Environmental DNA: For Biodiversity Research and Monitoring*, Oxford University Press.
- Brunbjerg, A. K., H. H. Bruun, L. Dalby, C. Fløjgaard, T. Frøslev, T. T. Høye, I. Goldberg, T. Læssøe, M. D. D. Hansen, L. Brøndum, L. Skipper, K. Fog & R. Ejrnæs (2018). "Vascular plant species richness and bioindication predict multi-taxon species richness." *Methods in Ecology and Evolution*.
- Brunbjerg, A. K., T. T. Høye, A. Eskildsen, B. Nygaard, C. F. Damgaard & R. Ejrnæs (2017). "The collapse of marsh fritillary (*Euphydryas aurinia*) populations associated with declining host plant abundance." *Biological Conservation* **211**: 117-124.
- Brunbjerg, A. K., G. P. Jørgensen, K. M. Nielsen, M. L. Pedersen, J.-C. Svenning & R. Ejrnæs (2015). "Disturbance in dry coastal dunes in Denmark promotes diversity of plants and arthropods." *Biological Conservation* **182**: 243-253.
- Brunbjerg, A. K., J.-C. Svenning & R. Ejrnæs (2014). "Experimental evidence for disturbance as key to the conservation of dune grassland." *Biological Conservation* **174**: 101-110.

Bruun, H. H., R. Ejrnæs, C. Rahbek, J.-C. Svenning, M. D. Hansen, B. Strandberg & J. Geldmann (2017). "Topforskere: Her er fakta i debatten om bier." *Altinget Miljø*.

Burren Program (2016). Scoring Burren Winterages - General Instructions & Guidelines.

Buse, J., M. Šlachta, F. X. J. Sladecek, M. Pung, T. Wagner & M. H. Entling (2015). "Relative importance of pasture size and grazing continuity for the long-term conservation of European dung beetles." *Biological Conservation* **187**: 112-119.

Buttenschøn, R. (2007). Græsning og høslæt i naturplejen, Center for Skov, Landskab og Planlægning / Københavns Universitet.

Coope, G. (2004). "Several million years of stability among insect species because of, or in spite of, Ice Age climatic instability?" *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences* **359**(1442): 209-214.

Cromsigt, J. P. G. M., Y. J. M. Kemp, E. Rodriguez & H. Kivit (2018). "Rewilding Europe's large grazer community: how functionally diverse are the diets of European bison, cattle, and horses?" *Restoration Ecology* **26**(5): 891-899.

Dennis, R. L. H. (2004). "Just how important are structural elements as habitat components? Indications from a declining lycaenid butterfly with priority conservation status." *Journal of Insect Conservation* **8**(1): 37-45.

Diacon-Bolli, J., T. Dalang, R. Holderegger & M. Bürgi (2012). "Heterogeneity fosters biodiversity: Linking history and ecology of dry calcareous grasslands." *Basic and Applied Ecology* **13**(8): 641-653.

Diekmann, M. (2003). "Species indicator values as an important tool in applied plant ecology—a review." *Basic and applied ecology* **4**(6): 493-506.

During, H. J. & J. H. Willems (1986). "The Impoverishment of the Bryophyte and Lichen Flora of the Dutch Chalk Grasslands in the Thirty Years 1953-1983." *Biological Conservation* **36**: 143-158.

Ejrnæs, R. (2018). *Proceedings til konferencen Biowide - hvad har vi lært af 4 års naturforskning?* Aarhus Universitet.

Ejrnæs, R., A. H. Petersen, J. Bladt, H. H. Bruun, J. E. Moeslund, P. Wiberg-Larsen & C. Rahbek (2014). *Biodiversitetskort for Danmark*. Udviklet i samarbejde mellem Center for Makroøkologi, Evolution og Klima på Københavns Universitet og Institut for Bioscience ved Aarhus Universitet, Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.

Ejrnæs, R., F. Skov, J. Bladt, J. R. Fredshavn & B. Nygaard (2012). *Udvikling af en High Nature Value (HNV) indikator. Rangordning af arealer efter naturværdi og potentiale*, Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©.

Ejrnæs, R., P. Wiberg-Larsen, T. E. Holm, A. B. Josefson, B. Strandberg, B. Nygaard, L. W. Andersen, A. Winding, M. Termansen, M. D. D. Hansen, M. Søndergaard, A. S. Hansen, S. Lundsteen, A. Baattrup-Pedersen, E. Kristensen, P. H. Krogh, V. Simonsen, B. Hasler & G. Levin (2011). Danmarks Biodiversitet 2010: status, udvikling og trusler, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.

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

Eskildsen, A., L. G. Carvalheiro, W. D. Kissling, J. C. Biesmeijer, O. Schweiger & T. T. Høye (2015). "Ecological specialization matters: long-term trends in butterfly species richness and assemblage composition depend on multiple functional traits." *Diversity and Distributions* **21**(7): 792-802.

Fløjgaard, C., J. Bladt & R. Ejrnæs (2017). "Naturpleje og arealstørrelser med særligt fokus på Natura 2000 områderne."

Fredshavn, J. & R. Ejrnæs (2006). "Beregning af naturtilstand ved brug af simple indikatorer."

Fredshavn, J., R. Ejrnæs & B. Nygaard (2016). Teknisk anvisning til kortlægning af terrestriske, lysåbne naturtyper TA-N03 ver. 1. DCE, Aarhus Universitet. **3**: 1-04.

Fredshavn, J., B. Nygaard & R. Ejrnæs (2010). Teknisk anvisning til besigtigelse af naturarealer omfattet af Naturbeskyttelseslovens § 3 mv, Danmarks Miljøundersøgelser.

Fredshavn, J., B. Nygaard & R. Ejrnæs (2010). Teknisk anvisning til besigtigelse af naturarealer omfattet af Naturbeskyttelseslovens § 3 mv, Miljøundersøgelser, Danmarks: 23.

Fredshavn, J. R. & R. Ejrnæs (2006). Beregning af naturtilstand ved brug af simple indikatorer, Danmarks Miljøundersøgelser.

Fredshavn, J. R. & F. Skov (2005). Vurdering af naturtilstand, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.

Fredshavn, J. R., B. Søgaard, B. Nygaard, L. S. Johansson, P. Wiberg-Larsen, K. Dahl, S. Sveegaard, A. Galatius & J. Teilmann (2014). Bevaringsstatus for naturtyper og arter. Habitatdirektivets Artikel 17 rapportering. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Nr. 98.

Frøslev, T. G., R. Kjølner, H. H. Bruun, R. Ejrnæs, A. K. Brunbjerg, C. Pietroni & A. J. Hansen (2017). "Algorithm for post-clustering curation of DNA amplicon data yields reliable biodiversity estimates." *Nature Communications* **8**(1): 1188.

Furst, M. A., D. P. McMahon, J. L. Osborne, R. J. Paxton & M. J. Brown (2014). "Disease associations between honeybees and bumblebees as a threat to wild pollinators." *Nature* **506**(7488): 364-366.

- Gill, R. M. A. & V. Beardall (2001). "The impact of deer on woodlands: the effects of browsing and seed dispersal on vegetation structure and composition." *Forestry* **74**(3): 209-218.
- Goulson, D. & K. R. Sparrow (2009). "Evidence for competition between honeybees and bumblebees; effects on bumblebee worker size." *Journal of Insect Conservation* **13**(2): 177-181.
- Gustavsson, E., T. Lennartsson & M. Emanuelsson (2007). "Land use more than 200 years ago explains current grassland plant diversity in a Swedish agricultural landscape." *Biological conservation* **138**(1): 47-59.
- Henry, M. & G. Rodet (2018). "Controlling the impact of the managed honeybee on wild bees in protected areas." *Scientific Reports* **8**(1): 9308.
- Herbertsson, L., S. A. M. Lindström, M. Rundlöf, R. Bommarco & H. G. Smith (2016). "Competition between managed honeybees and wild bumblebees depends on landscape context." *Basic and Applied Ecology* **17**(7): 609-616.
- Horák, J. & K. Rébl (2013). "The species richness of click beetles in ancient pasture woodland benefits from a high level of sun exposure." *Journal of Insect Conservation* **17**(2): 307-318.
- Horak, J., S. Vodka, J. Kout, J. P. Halda, P. Bogusch & P. Pech (2014). "Biodiversity of most dead wood-dependent organisms in thermophilic temperate oak woodlands thrives on diversity of open landscape structures." *Forest Ecology and Management* **315**: 80-85.
- Hudewenz, A. & A. M. Klein (2015). "Red mason bees cannot compete with honey bees for floral resources in a cage experiment." *Ecol Evol* **5**(21): 5049-5056.
- Hutton, S. A. & P. S. Giller (2003). "The effects of the intensification of agriculture on northern temperate dung beetle communities." *Journal of Applied Ecology* **40**(6): 994-1007.
- Johansson, L. J., K. Hall, H. C. Prentice, M. Ihse, T. Reitalu, M. T. Sykes & M. Kindström (2008). "Semi-natural grassland continuity, long-term land-use change and plant species richness in an agricultural landscape on Öland, Sweden." *Landscape and Urban Planning* **84**(3-4): 200-211.
- Kiebacher, T., C. Scheidegger & A. Bergamini (2017). "Solitary trees increase the diversity of vascular plants and bryophytes in pastures." *Agriculture, Ecosystems & Environment* **239**: 293-303.
- Kurtén, B. (1968). *Pleistocene Mammals of Europe*. London, Weidenfeld and Nicolson.
- Lang, G. (1994). "Quartäre vegetationsgeschichte Europas: methoden und ergebnisse.
- Lindstrom, S. A., L. Herbertsson, M. Rundlof, R. Bommarco & H. G. Smith (2016). "Experimental evidence that honeybees depress wild insect densities in a flowering crop." *Proc Biol Sci* **283**(1843).

- Lobo, J. M., J. Hortal & F. J. Cabrero-Sañudo (2006). "Regional and local influence of grazing activity on the diversity of a semi-arid dung beetle community." *Diversity and Distributions* **12**(1): 111-123.
- Lumaret, J.-P. & J. M. Lobo (1996). "Geographic Distribution of Endemic Dung Beetles (Coleoptera, Scarabaeoidea) in the Western Palaearctic Region." *Biodiversity Letters* **3**(6): 192-199.
- Mai, D. H. (1994). *Tertiaere Vegetationsgeschichte Europas. Methoden und Ergebnisse.*
- Mallinger, R. E., H. R. Gaines-Day & C. Gratton (2017). "Do managed bees have negative effects on wild bees?: A systematic review of the literature." *PLoS One* **12**(12): e0189268.
- Manning, A. D., J. Fischer & D. B. Lindenmayer (2006). "Scattered trees are keystone structures – Implications for conservation." *Biological Conservation* **132**(3): 311-321.
- Marchetti, M. (2005). *Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe: from ideas to operationality*, European Forest Institute.
- Matzdorf, B., T. Kaiser & M.-S. Rohner (2008). "Developing biodiversity indicator to design efficient agri-environmental schemes for extensively used grassland." *Ecological Indicators* **8**(3): 256-269.
- Matzdorf, B. & J. Lorenz (2010). "How cost-effective are result-oriented agri-environmental measures?—An empirical analysis in Germany." *Land Use Policy* **27**(2): 535-544.
- Melis, C., I. Teurlings, J. C. Linnell, R. Andersen & A. Bordoni (2004). "Influence of a deer carcass on Coleopteran diversity in a Scandinavian boreal forest: a preliminary study." *European Journal of Wildlife Research* **50**(3): 146-149.
- Miklín, J. & L. Čížek (2014). "Erasing a European biodiversity hot-spot: Open woodlands, veteran trees and mature forests succumb to forestry intensification, succession, and logging in a UNESCO Biosphere Reserve." *Journal for Nature Conservation* **22**(1): 35-41.
- Mysterud, A. (2010). "Still walking on the wild side? Management actions as steps towards 'semi-domestication' of hunted ungulates." *Journal of Applied Ecology* **47**(4): 920-925.
- Nichols, E., S. Spector, J. Louzada, T. Larsen, S. Amezcua & M. E. Favila (2008). "Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles." *Biological Conservation* **141**(6): 1461-1474.
- Nygaard, B., R. Ejrnæs, A. Baattrup-Pedersen & J. R. Fredshavn (2009). *Danske plantesamfund i moser og enge - vegetation, økologi, sårbarhed og beskyttelse*, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.
- Nygaard, B., M. Elmeros, T. E. Holm, J. A. Kahlert, J. E. Moeslund, O. R. Therkildsen, B. Søgaard & R. Ejrnæs (2014). *Vindmøller på § 3-beskyttede naturarealer. Potentielle konsekvenser for biodiversitet, fugle og flagermus*, Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.

- Nygaard, B., K. E. Nielsen, C. Damgaard, J. Bladt & R. Ejrnæs (2014). Fagligt grundlag for vurdering af bevaringsstatus for terrestriske naturtyper.
- Nygaard, B., A. Oddershede & T. T. Høye (2018). Erstatningsnatur - erfaringer og muligheder. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. **nr. 266**: 186 s.
- Oddershede, A., T. T. Høye, T. G. Frøslev & R. Ejrnæs (2017). "Biodiversitet og økologisk rum i agerlandet: en undersøgelse af markvildttiltagenes biodiversitetseffekt."
- Olf, H., F. W. M. Vera, J. Bokdam, E. S. Bakker, J. M. Gleichman, K. de Maeyer & R. Smit (1999). "Shifting Mosaics in Grazed Woodlands Driven by the Alternation of Plant Facilitation and Competition." *Plant Biology* **1**(2): 127-137.
- Palo, A., M. Ivask & J. Liira (2013). "Biodiversity composition reflects the history of ancient semi-natural woodland and forest habitats—compilation of an indicator complex for restoration practice." *Ecological indicators* **34**: 336-344.
- Paltto, H., A. Nordberg, B. Norden & T. Snall (2011). "Development of secondary woodland in oak wood pastures reduces the richness of rare epiphytic lichens." *PLoS One* **6**(9): e24675.
- Peters, G. (2018). "userfriendlyscience: Quantitative analysis made accessible." R package version 0.7.2, <https://userfriendlyscience.com>.
- Putman, R. J. & B. W. Staines (2004). "Supplementary winter feeding of wild red deer *Cervus elaphus* in Europe and North America: justifications, feeding practice and effectiveness." *Mammal Review* **34**(4): 285-306.
- R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria, R Foundation for Statistical Computing.
- Rackham, O. (2008). "Ancient woodlands: modern threats." *New Phytologist* **180**(3): 571-586.
- Ranius, T. (2002). "Osmoderma eremita as an indicator of species richness of beetles in tree hollows." *Biodiversity & Conservation* **11**(5): 931-941.
- Rodrigues, A. S. & T. M. Brooks (2007). "Shortcuts for biodiversity conservation planning: the effectiveness of surrogates." *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* **38**: 713-737.
- Roos, S., J. Smart, D. W. Gibbons & J. D. Wilson (2018). "A review of predation as a limiting factor for bird populations in mesopredator-rich landscapes: a case study of the UK." *Biol Rev Camb Philos Soc.*
- Rosén, E. & E. van der Maarel (2000). "Restoration of Alvar Vegetation on Öland, Sweden." *Applied Vegetation Science* **3**: 65-72.
- Russi, D., H. Margue, R. Oppermann & C. Keenleyside (2016). "Result-based agri-environment measures: Market-based instruments, incentives or rewards? The case of Baden-Württemberg." *Land Use Policy* **54**: 69-77.

Schaffers, A. P. & K. V. Sýkora (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.

Sebek, P., S. Vodka, P. Bogusch, P. Pech, R. Tropek, M. Weiss, K. Zimova & L. Cizek (2016). "Open-grown trees as key habitats for arthropods in temperate woodlands: The diversity, composition, and conservation value of associated communities." *Forest Ecology and Management* **380**: 172-181.

Shaffer, M. L. (1981). "Minimum population sizes for species conservation." *BioScience* **31**(2): 131-134.

Sjödin, N. E. (2006). "Pollinator behavioural responses to grazing intensity." *Biodiversity and Conservation* **16**(7): 2103-2121.

Sternberg, M., M. Gutman, A. Perevolotsky & J. Kigel (2003). "Effects of grazing on soil seed bank dynamics: an approach with functional groups." *Journal of Vegetation Science* **14**(3): 375-386.

Stevens, C. J., N. B. Dise, D. J. G. Gowing & J. O. Mountford (2006). "Loss of forb diversity in relation to nitrogen deposition in the UK: regional trends and potential controls." *Global Change Biology* **12**(10): 1823-1833.

Stewart, A. J. A. (2001). "The impact of deer on lowland woodland invertebrates: a review of the evidence and priorities for future research." *Forestry* **74**(3): 259-270.

Strandberg, M., B. Strandberg & R. Ejrnæs (2018). Honningbiers effekt på vilde bier i naturområder. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Institut for Bioscience.

Søgaard, B., F. Skov, R. Ejrnæs, K. E. Nielsen, S. Pihl, P. Clausen, K. Laursen, T. Bregnballe, J. Madsen, A. Baattrup-Pedersen, M. Søndergaard, T. L. Lauridsen, P. F. Møller, T. Riis-Nielsen, R. M. Buttenschøn, J. R. Fredshavn, E. Aude & B. Nygaard (2003). Kriterier for gunstig bevaringsstatus. Naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet & fugle omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.

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

Torné-Noguera, A., A. Rodrigo, S. Osorio & J. Bosch (2016). "Collateral effects of beekeeping: Impacts on pollen-nectar resources and wild bee communities." *Basic and Applied Ecology* **17**(3): 199-209.

Treitler, J. T., J. Buse, G. M. Carpaneto, S. Zerbe & J. Mantilla-Contreras (2017). "Effects of dung-pad conditions and density on coprophagous beetle assemblages in a Mediterranean rangeland." *Biodiversity and Conservation* **26**(6): 1431-1444.

Turner, W., S. Spector, N. Gardiner, M. Fladeland, E. Sterling & M. Steininger (2003). "Remote sensing for biodiversity science and conservation." *Trends in Ecology & Evolution* **18**(6): 306-314.

- Veiberg, V., L. E. Loe, A. Myrsetrud, R. Langvatn & N. C. Stenseth (2004). "Social rank, feeding and winter weight loss in red deer: any evidence of interference competition?" *Oecologia* **138**(1): 135-142.
- Verhulst, J., D. Kleijn & F. Berendse (2007). "Direct and indirect effects of the most widely implemented Dutch agri-environment schemes on breeding waders." *Journal of Applied Ecology* **44**(1): 70-80.
- Vodka, S., M. Konvicka & L. Cizek (2009). "Habitat preferences of oak-feeding xylophagous beetles in a temperate woodland: implications for forest history and management." *Journal of Insect Conservation* **13**(5): 553-562.
- Wallis De Vries, M. F., A. E. Parkinson, J. P. Dulphy, M. Sayer & E. Diana (2007). "Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems. 4. Effects on animal diversity." *Grass and Forage Science* **62**(2): 185-197.
- Winter, S. & G. C. Möller (2008). "Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation." *Forest Ecology and Management* **255**(3): 1251-1261.
- Woodroffe, R. & J. R. Ginsberg (1998). "Edge effects and the extinction of populations inside protected areas." *Science* **280**(5372): 2126-2128.
- Xiong, S. & C. Nilsson (1999). "The effects of plant litter on vegetation: a meta-analysis." *Journal of Ecology* **87**(6): 984-994.
- Zabel, A. & K. Holm-Müller (2008). "Conservation Performance Payments for Carnivore Conservation in Sweden." *Conservation Biology* **22**(2): 247-251.
- Zlinszky, A., B. Deák, A. Kania, A. Schroiff & N. Pfeifer (2015). "Mapping Natura 2000 Habitat Conservation Status in a Pannonic Salt Steppe with Airborne Laser Scanning." *Remote Sensing* **7**(3): 2991.
- Aavik, T., Ü. Jõgar, J. Liira, I. Tulva & M. Zobel (2008). "Plant diversity in a calcareous wooded meadow - The significance of management continuity." *Journal of Vegetation Science* **19**(4): 475-484.

BIODIVERSITETSINDIKATORER TIL EN EFFEKTBASERET NATURTILSKUDSORDNING

Rapporten er udarbejdet af DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, til Landbrugsstyrelsen og beskriver en række forskellige potentielle indikatorer på biodiversitet til test og eventuel efterfølgende anvendelse i en effektbaseret areal-tilskudsordning.

Vi har taget udgangspunkt i, hvad der karakteriserer area-ler og forskellige naturtyper i god naturtilstand og med høj biodiversitet. Vi har tænkt i de processer, som skaber levesteder for biodiversiteten – ikke mindst i en økosystem-kontekst, hvor høj naturtæthed og arealstørrelser er vigtige. Indikatorerne omfatter indikatorplanter, rødlistede arter, levesteder, naturlige processer, driftshistorie, arealstørrelser – og variation og indikatorer på negative påvirkninger som fx eutrofiering og afvanding. Blandt indikatorerne er en række kendte strukturparametre fra tilstandsvurderings-systemet, fx bar jord, fritliggende sten, tuer osv. Yderligere er der suppleret med nye indikatorer, såsom stor lort, bid og barkskrælning, som indikatorer på græssende dyrs påvirkning af naturen og deres bidrag til at skabe levesteder for biodiversiteten. Vi har udviklet et sæt af indikatorplanter, som indikerer god naturtilstand. Vi har beregnet plantearternes hyppighed i naturtyperne eng, mose, hede, overdrev og strandeng baseret på data fra 5 m-cirkler fra NOVANA og § 3-kortlægningen. Planterne forekommer relativt hyppigt på gode naturarealer og gør dem derfor egnede som indikatorer. Vi har evalueret indikatorplanterne og fandt en positiv sammenhæng med både antallet af planter og med den gennemsnitlige artsscore som proxy for naturtilstanden. Sammenhængen bliver mere tydelig, jo flere indikatorplanter man registrerer. Vi anbefaler, at indikatorerne kombineres, så de omfatter artsindikatorer og indikatorer på god naturtilstand samt indikatorer på effekten af græssende dyr. Udvælgelsen og kombinationen af indikatorer vil foregå i en efterfølgende proces ledet af Landbrugsstyrelsen og med deltagelse af DCE, Aarhus Universitet, og interessenter. Tekniske rapporter til registrering af indikatorer i feltet er ikke inkluderet i rapporten.