



BIODIVERSITETSEFFEKTER AF REWILDING

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 425

2021



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

BIODIVERSITETSEFFEKTER AF REWILDING

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 425

2021

Camilla Fløjgaard¹
Rita M. Buttenschøn²
David Bille Byriel²
Kevin Kuhlmann Clausen¹
Lasse Gottlieb²
Niels Kanstrup¹
Beate Strandberg¹
Rasmus Ejrnæs¹

¹Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

²Københavns Universitet, Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

KØBENHAVNS
UNIVERSITET



Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 425
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Biodiversitetseffekter af rewilding
Forfattere:	Camilla Fløjgaard ¹ , Rita M. Buttenschøn ² , David Bille Byriel ² , Kevin Kuhlmann Clausen ¹ , Lasse Gottlieb ² , Niels Kanstrup ¹ , Beate Strandberg ¹ og Rasmus Ejrnæs ¹
Institutioner:	¹ Aarhus Universitet, Institut for Bioscience og ² Københavns Universitet, Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Januar 2021
Redaktion afsluttet:	Januar 2021
Faglig kommentering:	Jens-Christian Svenning
Kvalitetssikring, DCE:	Jesper Fredshavn
Sproglig kvalitetssikring:	Anne Mette Poulsen
Ekstern kommentering:	Miljøstyrelsen og Naturstyrelsen. Kommentarerne findes her: http://dce2.au.dk/pub/komm/SR425_komm.pdf
Finansiell støtte:	Miljøstyrelsen
Bedes citeret:	Fløjgaard, C., Buttenschøn, R.M., Byriel, F.B., Clausen, K.K., Gottlieb, L., Kanstrup, N., Strandberg, B. & Ejrnæs, R. 2021. Biodiversitetseffekter af rewilding. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 124 s. - Videnskabelig rapport nr. 425 http://dce2.au.dk/pub/SR425.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Denne rapport omhandler rewilding som forvaltningsmetode. Vi beskriver den eksisterende viden om rewilding med store pattedyr med fokus på græsningsfunktionen. Vi gennemgår den naturlige fauna og mulighederne for at genoprette en naturlig græsningsfunktion. Vi gennemgår konkrete rewildingprojekter i ind- og udland. Vi gennemgår kendte effekter på biodiversiteten af planter, fugle, insekter og svampe og vi gennemgår betydningen af jagt som potentiale og barriere for rewilding. Endelig diskuterer vi mulighederne for at kombinere rewilding med opfyldelsen af kravene i Habitatdirektivet.
Emneord:	Biodiversitet, genforvildning, nationalparker, græsning, naturpleje, økosystemer, processer, genudsætning, bestandsforvaltning, jagt.
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	Klise Nor. Fotograf: Rune Engelbreth.
ISBN:	978-87-7156-561-4
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	124
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR425.pdf
Rettelser december 2021:	Forordet er opdateret med opdraget til rapporten. Der er rettet sproglige fejl i teksten.

Indhold

Datablad	2
Forord	5
Sammenfatning	6
Summary	9
1 Baggrund og formål	12
2 Baseline for dansk natur	14
2.1 Hvilke nøglearter er relevante for dansk natur?	15
2.2 Tætheder af store planteædere i dansk natur	19
2.3 Genopretning af naturlige økosystemer	26
3 Rewilding i praksis	27
3.1 Passiv (eller økologisk) rewilding	27
3.2 Trofisk rewilding	28
3.3 Pleistocæn rewilding	29
3.4 Europæiske rewildingprojekter	31
3.5 Reintroduktion af bævere – en succes med udfordringer	34
3.6 Kortlægning af rewildingprojekter i Danmark	36
4 Biodiversitetseffekter af rewilding	45
4.1 Diversifikation af kulstofkilder	45
4.2 Planter og vegetation	46
4.3 Insekter	60
4.4 Fugle	65
4.5 Svampe	77
5 Muligheder og barrierer	79
5.1 Jagt og vildtforvaltning	79
5.2 Rewilding og habitatdirektivet	91
6 Referencer	94

Forord

Der er stigende politisk interesse for at udlægge store sammenhængende naturområder med store græssende dyr under hegn til gavn for biodiversiteten. Der er behov for et samlet overblik over, hvilken dokumentation, der er for effekten af rewilding-projekter, herunder store græssere, i forhold til at standse tilbagegangen i biodiversiteten. Der mangler bl.a. et overblik over effekten af forskellige græsningstryk på naturen, herunder på biodiversiteten. Hertil kommer, at der er stor usikkerhed om størrelsesorden og amplitude i tid og rum for ”naturligt” græsningstryk, og hvad det nærmere indebærer i fortid og nutid.

Miljøstyrelsen har som en del af rammeaftalen om forskningsbaseret myndighedsbetjening stillet dette opdrag som et tværgående projekt med størst op-hæng i Ydelsesaftalen Natur og vand med Aarhus Universitet (DCE) og i sam-arbejde med Københavns Universitet.

Fra Aarhus Universitet, DCE, deltager seniorforsker Rasmus Ejrnæs (redak-tør), forsker Camilla Fløjgaard, forsker Kevin Clausen, adjungeret lektor Niels Kanstrup og seniorforsker Beate Strandberg. Fra Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet, deltager seniorrådgiver Rita But-tenschøn, Postdoc Lasse Gottlieb og postdoc David Bille Byril.

Til projektet har været tilknyttet en følgegruppe med deltagelse af Erik Buch-wald og Thomas Borup Svendsen fra Naturstyrelsen, Helle Pilsgaard, Heidi Vinther og Anders Jensen fra Miljøstyrelsen og Sarah Vestergård Hansen fra Landbrugsstyrelsen.

Sammenfatning

Baggrund

Biodiversiteten er i fortsat tilbagegang og danske økosystemer er stærkt modificerede, hvilket afspejles af den seneste opdatering af rødlisten og den seneste rapportering af bevaringsstatus af arter og naturtyper beskyttet af EU's Habitatdirektiv. I dette lys vurderer vi potentialer og udfordringer ved rewilding som forvaltningsmodel.

Baseline

Rewilding hviler på en biologisk forståelse af selvforvaltende økosystemer som den optimale forvaltningsmodel for biodiversiteten. De nulevende arter er udviklet i naturlige økosystemer før menneskets indflydelse gjorde sig gældende, og biodiversitetskrisen skyldes at vi meget grundlæggende har forandret rammerne og processerne i økosystemerne. En af de store forandringer, som må tilskrives mennesker, er forarmelsen af den naturlige pattedyrfauna og erstatning af vilde dyr med tamdyr. Derfor bliver spørgsmålet om en naturlig baseline for græsningsfunktionen i tempererede økosystemer helt afgørende for hvordan naturforvaltning og rewilding praktiseres. Ved at anlægge et palæoøkologisk perspektiv er det muligt at udarbejde lister over store dyr, som har været aktive i selvforvaltende økosystemer før menneskets indflydelse blev afgørende. En del af disse store dyr er uddøde i dag, nogle lever videre som tamdyr og andre har en begrænset udbredelse eller lever i tætheder under landskabets bærekapacitet. Naturlige tætheder er en nøgelfaktor i etableringen af baselines for naturforvaltning, og fastlæggelsen af disse er udfordret af mangel på data fra økosystemer uden menneskelig regulering af vegetation og megafauna. Baseret på analyser og økologiske tolkninger af tilgængelige data globalt og nationalt vurderer vi at den naturlige tæthed af planteædere i typiske danske økosystemer ligger i intervallet 70-250 kg/ha, om end her stadig er brug for mere eksperimentel evidens. På trods af disse usikkerheder vurderes det som sikkert, at tætheden af planteædere i uhegnet natur i Danmark er langt under det naturlige interval, mens tætheden i typisk naturpleje er langt over det naturlige interval. Hovedparten af landskabet er altså enten under tilgroning eller overgræsset i sommermånederne med tab af biodiversitet til følge.

Praktiske erfaringer

Rewilding som koncept har influeret naturforvaltningen i Europa i løbet af de sidste 10-15 år. Hovedparten af initiativer har fokuseret på en (re)introduktion af manglende nøglearter, hvor især kvæg og heste er blevet benyttet til en aktiv genopretning af naturlige økosystemprocesser. I forbindelse med denne rapport har vi kortlagt igangværende rewildingprojekter i Danmark der benytter store græssende dyr. En tilsvarende kortlægning blev foretaget i 2015 (Pedersen m.fl. 2020) og fandt i alt 28 danske projekter med et minimum af rewilding – tilsvarende finder vi i dag mindst 85 projekter – og antallet af implementerede rewildinginitiativer har således været stærkt stigende i løbet af de sidste 5 år. Langt hovedparten af græsningsprojekterne sker i dag med kvæg og heste, men selvom mange har en estimeret naturlig tæthed af store græssende dyr, er det et fåtal af projekterne der tillader naturlig populationsdynamik. Desuden er størstedelen af arealerne små (<100 ha) og benytter kun en enkelt planteæderart. Manglende ressourcer betyder, at der kun yderst

sjældent sker der en egentlig monitoring i forbindelse med rewildingprojekterne, og projekterne bidrager dermed sjældent til en øget viden om effekterne på biodiversitet.

Effekterne på biodiversiteten

En af nøglerne til at forstå vores biodiversitet er planternes opbygning af kulstof og den diversifikation som sker når plantemateriale er til rådighed for dyr og svampe i form af forskellige plantearter, bark, levende og dødt ved og blomster samt lort og ådsler. De store dyr spiller en vigtig rolle for denne diversifikation ved at skabe varierede plantesamfund, ved at skade træer og ved at omsætte planter til lort og ultimativt ådsler.

Græsning har været anvendt som redskab i naturplejen i mange årtier, men den har mange steder ikke været tilpasset forholdene. Det har medført, at mange af de lysåbne naturområder er under tilgroning eller under udvikling mod en artsfattig vegetation med opbygning af et tykt lag overjordisk førne. Store planteædere reducerer førnelaget gennem deres færdsel og græsning og skaber spiremuligheder for lyskrævende planter. De spreder frø af plantearter, også frø, der blomstrer sent eller som kun ædes om vinteren. Ved græsning året rundt produceres der i sommerhalvåret mere overjordisk biomasse end dyrene omsætter, hvilket giver mange planter mulighed for at blomstre og sætte frø. Dyrenes valg af habitat og føde varierer med årstiden hvilket medvirker til at skabe strukturmæssig variation.

Med over 18.000 arter udgør insekter en vigtig gruppe, der spænder bredt økologisk set. Der foreligger et begrænset antal evidensbaserede undersøgelser af rewilding-tiltag med store planteædere og deres effekt på insekter. Tilstedeværelsen af store planteædere kan gavne insektfaunaen i form af en øget tilgængelighed af møg, dødt ved, sølehuller og andre fysiske påvirkninger, der skaber variation og dermed levesteder og ressourcer for insekter. Desuden kan store planteædere bidrage til at reducere den tilgroning og akkumulering af ikke omsat plantemateriale på jordoverfladen (førne), som er en væsentlig trussel for flere insekter i det åbne land. En ensartet høj tæthed af store planteædere kan dog have negative effekter på insektfaunaen, bl.a. via utilsigtet prædation og en reduktion i tilgængeligheden af føderessourcer for planteædende insekter herunder også blomstersøgende insekter, såvel som for nedbrydende insekter.

Overordnet set forventes det at genetablering af naturlig græsnings- og forstyrrelsesdynamik vil medføre en øget heterogenitet i vegetationsstruktur, naturlige processer og deraf levesteder, resulterende i en forventelig positiv effekt på diversiteten af fugle. Sammenlignet med nuværende praksis vil rewilding ændre på forekomsten af forskellige levesteder, og derfor sandsynligvis også medføre både vindere og tabere ift. den aktuelle situation. Positive effekter forventes bl.a. for insektædende arter og engfugle knyttet til en lav vegetation, mens påvirkningen kan være negativ hos arter som foretrækker en tæt underskov eller høje urtebevoksninger. Diversiteten af fugle topper i mange sammenhænge ved et intermediært græsningstryk, og her kan rewilding udgøre en middeelvej mellem de nuværende ekstremer i form af hhv. fravær af store planteædere og intensiv sommergræsning. En vigtig pointe lader til at være fordelene ved landskabelig heterogenitet i de områder hvor rewilding etableres, og de positive effekter af naturlig græsning, hydrologi og forstyrrelse på fuglene, betinger sandsynligvis de rette økologiske rammer (i form af størrelse og heterogenitet) der tillader disse processer at udvikles med naturlig dynamik.

Svampe er ligesom dyr afhængige af kulstofkilder og reagerer positivt på økosystemer med en divers vegetation, særligt økosystemer med en blanding af store træer, tætte krat og åbne lysninger med græslandsvegetation. Derfor er hypotesen at rewilding vil kunne understøtte en rig fauna så fremt tætheden af dyr og variationen i græsningsfunktionen kan understøtte udviklingen af en strukturelt divers vegetation.

Vildtlevende pattedyr og jagt

Danmark har kun få vildtlevende arter af store græssere (primært hjortevildt), der kan bidrage til økosystemfunktioner. Der er ikke i den nationale forvaltning visioner om at lade disse arter opbygge bestande med potentiale for at udgøre en nøgleartsfunktion. Tværtimod tager forvaltningen udgangspunkt i, at arterne er konfliktarter, som forårsager skader på dyrkede marker og plantager, og i en forestilling om, at der er for mange dyr. Den nationale forvaltning er således i dag en barriere for rewilding. Også den regionale og lokale forvaltning hindrer tilstrækkelige tætheder af dyr og modvirker, at dyrene får en adfærd, der støtter rewilding. Inden for de relevante arters aktivitetsområde er der for mange og for bredt et spektrum af ejermålsætninger til at forvaltningen kan samordnes. Jagt spiller en afgørende rolle ved at begrænse dyrenes antal og udbredelse og hindre dyrenes naturlige adfærd. På den anden side er jagt et afgørende aktivt mål både i økonomi og i oplevelsesmuligheder og derfor vil udvikling af rewildingprocesser baseret på vildtlevende arter af store græssere kræve at jagten indtænkes som en del af forvaltningen.

Direktiverne

Danmark er forpligtet af EU's naturbeskyttelsesdirektiver til at sikre bevaring af sjældne, truede eller karakteristiske arter og naturtyper. Umiddelbart forventes rewilding at kunne sikre større rumlig og tidslig kontinuitet i naturforvaltningen end i dag, hvor det er vanskeligt at sikre kontinuitet med landbrugsstøtteordninger. Rewilding vil kunne skabe udfordringer i forhold til traditionel kassetænkning og konservatisme i forhold til at fastfryse bestemte naturtyper i deres successionsstadier. Her vurderes det at det dels er muligt at kortlægge og rapportere mosaiknatur og dels at rewilding ikke udelukker målrettede indgreb for at bevare særlige arter eller naturtyper, hvis rewilding viser sig ikke at kunne løfte denne opgave, fx i en opstartsperiode.

Vidensbehov

Effekterne af rewilding på naturlige processer og på arter inden for forskellige taksonomiske eller trofiske grupper er kun sporadisk undersøgt. Især mangler der langsigtede studier. Derfor bygger mange af konklusionerne i rapporten på et relativt begrænset empirisk grundlag. På den anden side kan man sige det samme om virkemidlerne i den nuværende naturforvaltning, og det vil derfor ikke være retvisende at kalde rewilding mere eksperimentel end klassisk naturpleje.

Summary

Background

Biodiversity is in continuous decline and Danish ecosystems have been heavily modified, which is reflected in the latest update of the Red List and the latest reporting of the conservation status of species and habitats protected by the EU Habitats Directive. In this context, we assess the potentials and challenges of rewilding as a management model.

Baseline

Rewilding rests on a biological understanding of self-managing ecosystems as the optimal management model for biodiversity. Present-day species evolved in natural ecosystems prior to human influence, and the biodiversity crisis results from our fundamental alteration of the conditions and processes in the natural ecosystems. One of the major changes that can be attributed to humans is the impoverishment of the natural mammal fauna and the replacement of wild species with domestic animals. Therefore, the question of a natural baseline for grazing in temperate ecosystems becomes decisive for the practicing of nature management and rewilding. By taking a paleoecological perspective, it is possible to compile a list of large animals that have been active in self-managing ecosystems before human influence became crucial. Some of these large animals are extinct today, a few live on as domestic animals and others have a limited distribution or live in densities below the natural carrying capacity of the landscape. Natural densities are a key factor in the establishment of baselines for nature management, and determination of such is challenged by the lack of data from ecosystems without human regulation of vegetation and megafauna. Based on analyzes and ecological interpretations of available data globally and nationally, we estimate that the natural density of herbivores in typical Danish ecosystems is in the range of 70-250 kg / ha, although more experimental evidence is needed. Despite these uncertainties, it is considered certain that the density of herbivores in unfenced nature in Denmark is far below the natural range, while the density in typical grazing management is far above the natural range. The majority of the landscape is thus either overgrown or overgrazed during the summer months with loss of biodiversity as a result.

Practical experience

Rewilding as a concept has influenced nature management in Europe over the last 10-15 years. The majority of initiatives have focused on a (re)introduction of missing keystone species, and especially cattle and horses have been used for an active restoration of natural ecosystem processes. In connection with this report, we have mapped ongoing rewilding projects in Denmark using large grazing animals. A similar mapping was conducted in 2015 (Pedersen et al. 2020) that found a total of 28 Danish projects with a minimum of rewilding – by comparison we currently find at least 85 projects - and the number of rewilding initiatives implemented has thus increased sharply over the last 5 years. The vast majority of grazing projects today involve cattle and horses, but although many have an estimated natural density of large grazing animals, only a few of the projects allow natural population dynamics. In addition, the majority of the areas are small (<100 ha) and use only a single herbivore species. Lack of resources

means that only rarely does actual monitoring take place in connection with the rewilding projects, and the projects thus hardly ever contribute to an increased knowledge of the effects on biodiversity.

Effects on biodiversity

One of the keys to understanding our biodiversity is the plants' build-up of carbon and the diversification that occurs when plant material is available to animals and fungi in the form of various plant species, bark, live and dead wood and flowers as well as excrements and carrion. The large animals play an important role in this diversification by creating diverse plant communities, by damaging trees and by converting plants into excrements and ultimately carrion.

Grazing has been used as a tool in nature management for many decades, but in many places, it has not been adapted to existing conditions. This has meant that many of the open nature areas are increasingly overgrown or under development towards a species-poor vegetation with build-up of a thick layer of litter. Large herbivores reduce the layer of litter through their movements and grazing, and creates opportunities for germination of light-demanding plants. They disperse seeds of plant species, including seeds from species with a late bloom or species only eaten during winter. With year-round grazing, more aboveground biomass is produced than the animals consume during summer, which gives many plants the opportunity to flower and set seeds. The animals' choice of habitat and food varies with season, which helps to create structural variation.

With more than 18,000 species, insects form an important and ecologically diverse group. Only a limited number of evidence-based studies exist, that assess the effects of rewilding-initiatives with large herbivores on insects. The presence of large herbivores can benefit the insect fauna by increased availability of excrements, dead wood, mud holes and other physical influences that creates variation and thus habitats and resources for insects. In addition, large herbivores can help reduce overgrowth and accumulation of dead plant matter on the soil surface (litter), which is a significant threat to many insects in open habitats. However, a uniformly high density of large herbivores might have negative effects on the insect fauna, e.g. via unintentional predation and a reduction in the availability of food resources for herbivorous insects, including flower-seeking insects, as well as decomposers.

Overall, it is expected that re-establishment of natural grazing and disturbance dynamics will lead to an increased heterogeneity in vegetation structure, natural processes and hence habitats, resulting in an expected positive effect on the diversity of birds. Compared to current practice, rewilding will change the occurrence of different habitats, and therefore probably also lead to both winners and losers in comparison to the current situation. Positive effects are expected among others for insectivorous species and meadow birds associated with low vegetation, while the impact may be negative for species that prefer a dense undergrowth or tall herbaceous vegetation. The diversity of birds often peaks at an intermediate grazing pressure, and in this respect, rewilding might represent a middle ground between the current extremes in the form of absence of large herbivores and intensive summer grazing. An important point seems to be the advantage of landscape heterogeneity in areas where rewilding is established, and the positive effects of natural grazing, hy-

drology and disturbance on the birds, is probably conditional on the right ecological framework (in terms of size and heterogeneity) that allow these processes to develop with natural dynamics.

Like animals, fungi are dependent on carbon sources, and respond positively to ecosystems with diverse vegetation, especially ecosystems with a mixture of large trees, dense scrub and open clearings with grassland vegetation. Therefore, the hypothesis is that rewilding will be able to support a rich fungi, as long as the density of animals and the variation in the grazing can support the development of a structurally diverse vegetation.

Wild mammals and hunting

Denmark has only a few wild species of large grazers (primarily deer) that can contribute to ecosystem functions. In the national administration, there are no vision to allow these species to build up populations to a level potentially constituting the role of keystone species. On the contrary, management is based on the view that these animals are conflict species that cause damage to cultivated fields and plantations, and a notion that there are too many individuals. The national administration is thus today a barrier to rewilding. Likewise, the regional and local management precludes sufficient densities of animals and prevents the animals from having a behavior that supports rewilding. Within the core areas of the relevant species, the objectives are too many and too diverse to co-exist with rewilding purposes. Hunting plays a crucial role in limiting the number and distribution of wild deer, and obstructs the animals' natural behavior. On the other hand, hunting is a valued economic and recreational asset and, hence, the development of rewilding with wild species of large grazers might require hunting to be considered as part of the management.

The directives

Denmark is obliged by the EU's nature directives to ensure a favorable conservation status for species and habitats. Immediately, rewilding is expected to be able to ensure greater spatial and temporal continuity in nature management than today, where agrienvironmental schemes have failed. Rewilding might result in challenges in relation to traditional “box thinking” and conservatism regarding static habitat types in certain successional stages. Here, we emphasize the potentials of mapping and reporting mosaic nature, and stress that rewilding does not exclude targeted interventions to preserve special species or habitats if rewilding proves unable to safeguard specific interest, e.g. during a start-up period.

Knowledge

The effects of rewilding on natural processes and on species within different taxonomic or trophic groups have been studied only sporadically. In particular, long-term studies are lacking. Therefore, many of the conclusions in the report are based on a relatively limited empirical basis. On the other hand, the same can be said about the instruments of current nature management, and it would therefore not be fair to call rewilding more of an experiment than traditional nature conservation.

1 Baggrund og formål

Gang på gang viser opgørelser over status på Danmarks biodiversitet, at biodiversiteten er fortsat faldende, og at tilstanden for naturtyper og arter overordnet er i forværring. Det viser den danske rødliste over truede arter (Moeslund m.fl. 2019), status på Danmarks biodiversitet i 2010 og 2020 (Ejrnæs m.fl. 2011, Ejrnæs m.fl. in prep) og status og udvikling for de naturtyper, arter og fugle, der er beskyttet af Habitat- og Fuglebeskyttelsesdirektiverne (Fredshavn m.fl. 2019a, Fredshavn m.fl. 2019c). Dette er tilfældet på trods af, at der årligt bruges omkring 200 mio. DKK i landbrugsstøtte til naturplejeindsatser (Aftale om Fødevarer- og landbrugspakke, 22. december 2015). Dertil kommer et stort beløb investeret i LIFE-projekter og anden naturgenopretning, fx 300 mio. til genopretning af Skjern Å eller 50 mio. DKK til genopretning af hydrologi på 500 ha i Kastbjerg Ådal. Selv om genopretningsprojekterne har haft positive effekter på vandmiljø og fugleliv, er det nærliggende at spørge, om indsatserne har været effektive for biodiversiteten generelt. Er den nuværende forvaltning af Danmarks natur omkostningseffektiv? Det korte svar er, at det ved vi ikke. Men vi har i hvert fald ikke formået at vende den negative udvikling for biodiversiteten i Danmark.

I kølvandet på denne erkendelse bliver rewilding foreslået som en alternativ og potentielt mere omkostningseffektiv tilgang til forvaltningen ud fra den grundlæggende idé, at det må være billigt og effektivt at erstatte aktive indsatser med naturens egne processer. Rewilding har fokus på at genindføre de store græssende dyr, og betydningen af de store planteædere for økosystemerne og implikationerne for nutidens naturforvaltning er efterhånden et gammelt tema, også i Skandinavien (Andersson & Appelqvist 1990), men det var først i 1990'erne i Nordamerika, at man begyndte at bruge betegnelsen *rewilding* om genopretningen af store sammenhængende naturområder og genindføre store rovdyr baseret på de tre C'er: *Core areas*, *Corridors* og *Carnivores* (Soule & Noss 1998). Siden da er definitionen af rewilding blevet noget bredere, og i dag er trofisk rewilding en meget brugt definition, dvs. introduktion af nøglearter for at genoprette trofiske interaktioner med henblik på at opnå et selvforvaltende, mangfoldigt økosystem (Svenning m.fl. 2016). Set ud fra et evolutionært synspunkt, dvs. set ud fra et tidsperspektiv på millioner af år, hvor biodiversiteten har udviklet sig i økosystemer karakteriseret af naturlige processer, herunder de store pattedyr, er rewilding vores bedste naturvidenskabelige bud på en omkostningseffektiv natur- og biodiversitetsforvaltning (Svenning et al. 2019).

Rewilding er blevet kritiseret for at være et uprøvet og udokumenteret eksperiment, som vi skal være varsomme med at udbrede i naturforvaltningen. Men set i et evolutionært perspektiv er rewilding en genopretning af en af de helt naturlige processer, der har skabt biodiversiteten, mens den nuværende naturpleje og fraværet af de store planteædere og rovdyr i naturen er et eksperiment med biodiversiteten. Dertil kommer at der jo findes en stor og rig holdig litteratur om græsning som nøgleproces i naturlige økosystemer og vigtigt værktøj i forvaltningen af biodiversiteten.

Opdraget til denne rapport lød på at give et overblik over de dokumenterede effekter af rewilding på biodiversiteten. Da rewilding endnu ikke er en udbredt praksis, og da vi generelt mangler en effektovervågning af naturindsatser i Danmark, er dokumentationen af effekterne af dedikerede

rewildingprojekter sparsom. Som supplement vil vi derfor grundigt gennemgå hypotesen om rewilding som omkostningseffektiv virkemiddel i naturforvaltningen og diskutere rewilding-cases fra Danmark samt perspektivere studier og projektområder fra udlandet.

Rewilding kan defines bredt til at inkludere genopretning af alle naturlige processer, men til denne rapport afgrænser vi definitionen til genopretning af økosystemprocesser tilknyttet store dyr med afgørende vigtige økosystemfunktioner. Selvom planter, svampe og insekter også kan have vigtige økosystemfunktioner, vil vi her fokusere på de store planteædere og de mange processer og interaktioner, de bidrager med (fx MacFadden 1997, Weil 2005, Galetti m.fl. 2018). I denne rapport undersøger vi udelukkende effekter af store planteædere (> 20 kg, men inkluderer bæver og rådyr). Effekter af store rovdyr behandles kort i afsnittet om prædation på store planteædere (Afsnit 2.2.3).

2 Baseline for dansk natur

Camilla Fløjgaard og Rasmus Ejrnæs
Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

Hvorfor har vi brug for baselines i naturforvaltningen?

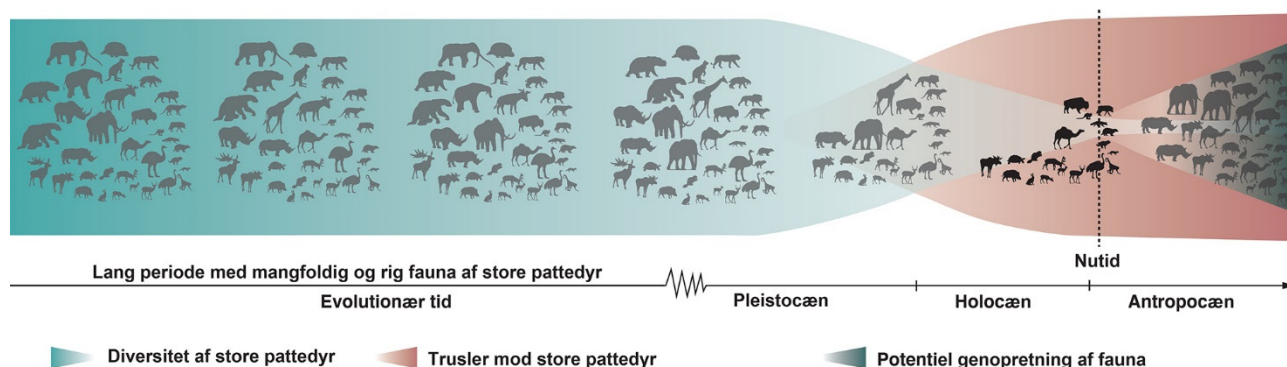
En baseline er ikke et mål for hvordan økosystemer og naturtyper skal se ud. En baseline er snarere en beskrivelse af de naturlige rammer og processer som har grundlagt biodiversiteten. Denne beskrivelse kan vi bruge som pejlemærke for vores indsatser i naturgenopretning og -forvaltning. Når det gælder rewilding kan vi eksempelvis beskrive variationen i faunaen (forskellige typer og størrelser af dyr med forskellige funktioner) og vi kan beskrive den naturlige variation i tætheden af dyr i økosystemerne. Både variationen af dyr og tætheden af dyr er jo i dag ekstremt påvirket af udryddelsen af dyr og i landbrugspraksis omkring hold af husdyr.

Det er et udbredt fænomen, at forskere såvel som forvaltere lider af *shifting baseline* syndrom, dvs. at man bruger en allerede forringet og ændret tilstand som reference for forvaltningen (Papworth m.fl. 2009). Det kunne fx være 1940'erne – inden landbruget for alvor blev industrialiseret. Et nyere studium viser eksempelvis, at tilbagegangen og homogeniseringen af sommerfuglefaunaen for alvor startede efter 1940'erne (Eskildsen m.fl. 2015). Men årsagerne til tilbagegangen af sommerfugle ligger meget længere tilbage i tid. I 1805 kom fredskovsforordningen, som satte gang i en effektivisering af skovbruget og dermed også en tilbagegang i lysåbne habitater i skovene, dvs. skovbryn, skovlysninger og mosaiknatur. Det er især sommerfugle tilknyttet de lysåbne skovhabitater, der er uddøde eller gået tilbage (Eskildsen m.fl. 2015). Men selv før 1800-tallet har vi mennesker sat et stort aftryk på naturen, arterne og processerne i økosystemerne og dermed også på biodiversiteten. Faktisk allerede i tidlig Holocæn har mennesket sat sit aftryk på naturen og været en afgørende faktor for en masseuddøen af særligt de store pattedyr (Sandom m.fl. 2014a).

Hvad er en relevant baseline for dansk biodiversitet?

Så godt som alle de dyr, planter og svampe, vi finder i den danske natur i dag, har eksisteret eller er opstået i Pleistocæn (for ca. 2,5 millioner-10.000 år siden), altså længe før det moderne menneske (Kurtén 1968, Lang 1994, Mai 1994, Coope 2004). Markperlemorssommerfugl, agerhøne, markfirben, agerhumle osv. er altså trods deres navn ikke udviklet til landmandens agre eller driften derpå, men er tilpasset økosystemer med oversvømmelser, erosion og store planteædere, der har sikret en kontinuert tilstedeværelse af de økologiske forhold, der definerer deres levesteder. Men der er sket meget med økosystemerne og de naturlige processer, efter mennesket kom til – hydrologien er styret, moser og enge er afvandet, og de store dyr er stort set forsvundet fra naturen. Mange af de store planteædere er uddøde, forsvundet fra Danmark eller er blevet til tamme husdyr (urokse og vildhest). Meget tyder på, at denne udvikling startede allerede for 100.000 år siden (Smith m.fl. 2018) og er sammenfaldende med det moderne menneskes spredning til og udbredelse på kontinenterne (Sandom m.fl. 2014a). Tabet af særligt de store planteædere har været medvirkende til en mere lukket og skovpræget vegetation allerede i tidlig Holocæn (Sandom m.fl. 2014b).

Hele vurderingen af naturlige baselines for faunaens diversitet og mængden af dyr i økosystemerne er altså kompliceret ved, at en række afgørende nøglearter er uddøde globalt eller på vores breddegrader. Vi har ikke længere elefanter, næsehorn og løver i europæisk natur, og derved bliver der plads til, at resten af faunaen kan folde sig anderledes ud, end den har gjort i forrige mellemistider. Allerede i Holocæn var mange af de store arter forsvundet, og der er dermed heller ingen god reference. Mennesket har været så afgørende en faktor for naturens udvikling, og i dag er der ingen økosystemer i Danmark (Grønland undtaget), som ikke har været afgørende påvirket af vores udnyttelse af naturressourcerne. Vi lever altså i Antropocæn (Svenning m.fl. 2016, Lundgren m.fl. 2017), hvor det ikke er muligt at lave en endelig facitliste for arter og tætheder af store planteædere baseret på en forhistorisk baseline. Dog kan vi sige, at den naturlige tilstand i millioner af år har været en meget varieret planteæderfauna med en tæthed af dyr, som har modsvaret den tilgængelige primærproduktion i økosystemerne (**Figur 2.1**, Svenning m.fl. 2019). Den sidste varmeperiode uden markant menneskelig påvirkning er Eem-mellemistiden for ca. 130.000 år siden. Det er en periode, hvor der stadig er megaherbivorer (planteædere > 1000 kg) i Europa, og hvor klimaet mindede meget om det nuværende, om end det til tider var lidt varmere. Denne baseline er relevant for biodiversiteten og bør bruges som udgangspunkt for målsætninger for naturgenopretning og -forvaltning – velvidende at genoprettede økosystemer i Antropocæn vil være anderledes end de økosystemer, der var tidligere i Pleistocæn, bl.a. ved at menneskelig påvirkning er uundgåelig, men påvirkningen på de naturlige processer forsøges begrænset.



Figur 2.1. Det evolutionære tidsperspektiv for biodiversiteten. I evolutionær tid, i millioner af år, har økosystemerne været karakteriseret af store dyr, men i slutningen af Pleistocæn og begyndelsen af Holocæn uddør mange store dyr, eller de bliver meget indskrænkede i deres udbredelse – i en sådan grad, at de vilde dyr kun udgør 4 % af pattedyrbiomassen på jorden (Bar-On m.fl. 2018). For første gang i evolutionær tid er økosystemerne i dag stort set uden store vilde dyr (stiplet linje). Rewilding fokuserer på at genoprette naturlige processer, herunder bestande af store planteædere, for at bevare biodiversiteten i selvforvaltende økosystemer med mindst mulig menneskelig indblanding. Figur modificeret med tilladelse fra Svenning m.fl. (2019).

2.1 Hvilke nøglearter er relevante for dansk natur?

Diversitet af planteædere medfører en diversitet i græsningseffekter og andre økosystemprocesser (Pringle m.fl. 2014, van der Plas m.fl. 2016). Planteædere er forskellige i deres fødevalg, foretrukne habitat, vægt, fordøjelse, gødning osv., og derfor bidrager forskellige arter forskelligt til biodiversiteten. I rewilding lægges vægt på at genoprette og genintroducere store pattedyr, der er forsvundet. I nogle tilfælde, hvor arten er uddød globalt, kan det komme på tale at introducere en tætbeslægtet art med lignende økologiske effekter som økologisk erstatning (Corlett 2016).

Fossile fund af store planteædere fra Eem-mellemistiden og Holocæn i Danmark kan danne udgangspunkt for en liste over, hvilke store pattedyr der tidligere har eksisteret i Danmark, og som kunne være relevante for rewilding og genudsætning. De fossile fund af fx knogle- og tandrester viser en stor diversitet af store planteædere, bl.a. skovelefant (*Palaeoloxodon antiquus*), urokse (*Bos primigenius*), næsehorn (*Dicerorhinus kirchbergensis*), steppe-bison (*Bison priscus*), kæmpehjort (*Megaloceros giganteus*), vildhest (*Equus ferus*), dådyr (*Dama dama*) og bæver (*Castor fiber*) (se fx Aaris-Sørensen 1990). Danmark er et lille land og udgør i sig selv ikke en relevant geografisk afgrænsning for, hvilke arter der er hjemmehørende. Danmark er til dels landfast med det kontinentale Europa, og selv øerne er ikke nævneværdigt isolerede ift. spredning og artsdannelse. Og der er ingen økologisk kontinuitet i Danmark mellem Eem og nu, pga Sidste Istid, så derfor er fund fra Eem-Danmark ikke mere relevante som baseline end fund fra fx Tyskland. Derfor bør arter fra hele det tempererede Europa og særligt de atlantiske og kontinentale biogeografiske regioner derfor betragtes som hjemmehørende og tilføjes listen over relevante planteædere, som forventes at passe ind i Danmarks klima, og som kunne have spredt sig til Danmark, hvis ikke det var pga. de nuværende barrierer i landskabet. Se Tabel 2.1 for en liste over de mest relevante arter at tage i betragtning, når vi taler om rewilding i dansk natur.

Tabel 2.1. Liste over relevante arter af store planteædere for rewilding i Danmark. Der er taget udgangspunkt i hjemmehørende arter fra sidste mellemistid til nutiden og fra den biogeografiske region. For arter, der er uddøde, er angivet mulige tætbeslægtede arter, der ville kunne genoprette artens økologiske funktion.

Art	Mulighed for rewilding/genopretning af økologisk funktion
Skovelefant	<i>Palaeoloxodon antiquus</i> er uddød, men kan muligvis erstattes af nulevende elefanter.
Steppenæsehorn	<i>Stephanorhinus hemitoechus</i> er uddød, men kan muligvis erstattes af nulevende arter af næsehorn.
Skovnæsehorn	<i>Stephanorhinus kirchbergensis</i> er uddød, men kan muligvis erstattes af nulevende næsehorn.
Kæmpehjort	<i>Megaloceros giganteus</i> er uddød. Der findes ikke nulevende -nærtbeslægtede arter, men den kan muligvis erstattes af kvæg, bison, hest og krondyr.
Vandbøffel	Den oprindelige europæiske <i>Bubalus murrensis</i> er uddød, men kan erstattes af den asiatiske vandbøffel <i>Bubalus bubalis</i> .
Europæisk æsel	<i>Equus hydruntinus</i> regnes traditionelt som uddød, men er sandsynligvis underart af det nulevende asiatiske æsel eller meget tæt beslægtet med det.
Elg	<i>Alces alces</i> er uddød i Danmark, men kan genindføres fra Sverige, Estland, Tyskland osv.
Europæisk bison	<i>Bison bonasus</i> kan genindføres fra Tyskland, Polen, Holland etc.
Vildsvin	<i>Sus scrofa</i> udryddes officielt i Danmark, men forekommer i dyrehaver og muligvis vildt levende som undslupne individer fra dyrehaver eller indvandret fra Tyskland.
Bæver	<i>Castor fiber</i> er uddød i Danmark, men genindført i 1990'erne.
Vildhest	Kan forvildes fra tamheste, særligt racerne Exmoor, Konik og Tarpan, men også fx Shetlandspony og Islandsk hest.
Vildokse/Urokse	Kan forvildes fra tamkvæg, særligt ekstensive racer som Heck og Taurus, men også fx Galloway og Skotsk Højlandskvæg.
Krondyr	Findes fritlevende i Jylland og Sjælland, men mange bestande reguleres og forvaltes ikke med økosystemfunktion som formål.
Dådyr	Mindre udbredt end krondyret. Kan udsættes flere steder og forvaltes med økosystemfunktion for øje.
Rådyr	Findes stort set alle steder i landet.

De europæiske skovelefanter og næsehorn er uddøde, og den nærmeste slægtning til elefanten er den nulevende Afrikanske elefant (*Loxodonta africana*, Palkopoulou m.fl. (2018)), men der er også en vis morfologisk og økologisk lighed med den asiatiske elefant (*Elaphas maximus*, Todd (2010)). Både den afrikanske og asiatiske elefant har tidligere haft en mere vidt udbredt forekomst også under tempererede klimatiske forhold (Tong & Patou-Mathis 2003). Den nærmeste slægtning til skovnæsehornet er Sumatranæsehornet (*Dicerorhinus sumatrensis*). Den er kritisk truet på IUCN's rødliste og lever i dag i tropisk regnskov og bjergskov, men har tidligere i Pleistocæn haft en vid udbredelse også længere mod nord i Kina (Mays m.fl. 2018, Teng et al. 2020). Særligt med udsigt til mildere vintre i fremtiden er det ikke usandsynligt, at arter af nulevende elefant og næsehorn vil kunne fungere som økologiske erstatninger for uddøde elefanter og næsehorn og overleve og endda trives i dansk natur. Mange nulevende planteædere har udbredelser, der er en brøkdel af deres historiske udbredelser (Faurby & Svenning 2015), og man skal derfor generelt være varsom med at udlede deres klimaniche, kuldetolerance eller habitatkrav ud fra den nuværende udbredelse (Faurby & Araújo 2018). Egentlig dokumentation for arternes egnethed som økologisk erstatning for skovelefant og næsehorn i dansk natur opnår man først ved en eksperimentel afprøvning. Hvis det viste sig nødvendigt kunne man tillade adgang til læskur, ligesom det allerede praktiseres i naturplejen i dag, og måske ville dette stadigvæk være mere naturligt end manuel/maskinel rydning af vedplanter.

Den uddøde kæmpehjort har ædt blandet planteføde (midt imellem *browser* og *grazer*), som vi kender det fra fx kronhjorte i dag (Rivals & Lister 2016). Der findes ikke nulevende nære slægtninge, men en række nulevende arter har lignende fysisk størrelse og dækker også den brede fødeniche mellem *browsers* og *grazers*, fx krondyr, bison, hest og kvæg.

Vandbøfler (*Bubalus murrensis*) har været vidt udbredt i et tempereret Europa om end knyttet til lokale vådområder, formentlig også under sidste istid (Van Dam m.fl. 1997, Koenigswald m.fl. 2019, Vislobokovaa m.fl. 2020). Arten er uddød, men der er flere succesfulde forsøg med at erstatte arten med den nært beslægtede *Bubalus bubalis* fra Asien, fx i Donau-deltaet i Ukraine og i Kasted Mose ved Aarhus. Det europæiske vildæsel (*Equus hydruntinus*) har også været vidt udbredt i Europa så langt nordpå som Nordsøen ud fra Tyskland og Holland i sen Pleistocæn (Van Kolfschoten & Laban 1995, Crees & Turvey 2014). Arten er sandsynligvis en underart af det nulevende asiatiske æsel (Bennett m.fl. 2017), og Rewilding Europe har bl.a. projekter med rewilding af vilde asiatiske æsler i Europa.

En række af de forhistoriske dyr er ikke uddøde globalt, men findes i nabolande og kan reintroduceres eller genindvandre herfra. Elgen forsvandt fra Danmark i yngre stenalder, men er både selv genindvandret (om end det ikke har resulteret i en ny bestand) og er blevet genudsat i dansk natur, hvor den tilsyneladende trives i vådområder i Lille Vildmose. Flere steder i Jylland og på Sjælland er der fødegrundlag til at kunne understøtte bestande af fritlevende elge (Sunde & Olesen 2007). Fritlevende vildsvin blev udryddet fra Danmark i 1800-tallet, og vildsvin er opført som akut truet på den danske rødliste. Vildsvin findes dog i flere forskellige hegnede dyrehaver. Vildsvin indvandrer også lejlighedsvis fra Tyskland, men den naturlige genindvandring obstrueres af grænsehegnet og en politik om at udrydde vildsvin i Danmark, som begrundes med en beskyttelse af landbrugets produktion og eksport af slagtesvin. Vildsvinet er hjemmehørende i Danmark og bidrager med unik økosystemfunktion i naturen, bl.a. igennem deres måde at rode i jorden

på. Bævere forsvandt fra Danmark for over 1000 år siden, men er allerede i 1990'erne genindført først i Klosterheden i Vestjylland og sidenhed også i Nordsjælland. Den danske bestand af bævere er i fremgang, og den har spredt sig igennem vandløb til store dele af Jylland, selv om den stadig forekommer meget spredt (Elmeros & Therkildsen 2017).

Europæisk bison (*Bison bonasus*) har været vidt udbredt i Europa, inklusive Danmark, det nordlige Tyskland og sydlige Sverige i Holocæn (Crees m.fl. 2016). Arten er tidligere blevet opfattet som en typisk skovart, muligvis fordi den er kendt fra Bialowieza-skoven i Polen, som var dens sidste levested og det første sted, hvor arten er forsøgt genudsat i naturen (Kerley m.fl. 2012), men udsætninger i flere europæiske lande, inklusive Danmark, har vist, at arten i dag trives fint under vesteuropæiske klimaforhold og også i lysåbne naturtyper, herunder klitlandskaber i Holland (Cromsigt m.fl. 2018). Desuden har modeller for bisons udbredelse vist, at Danmark har et passende klima og en egnet vegetation, og at Danmark ligger meget tæt på det store sammenhængende central- og østeuropæiske historiske og potentielle udbredelsesområde (Kuemmerle m.fl. 2011). Generelt skal vi være varsomme med at tro, at vi kender de store planteæderes fødeniche eller habitatpræferencer – også her spiller *shifting baseline* en rolle. Vi kender deres økologi, som den er formet af årtusinders indflydelse fra mennesker, og nogle arter har været fortrængt til et marginalt habitat, som vi så fejlagtigt antager, er deres foretrukne habitat (Kerley m.fl. 2012).

Urokse er af mange opfattet som uddød, og selv om den forsvandt fra Europa i 1600-tallet, så overlever dens gener i tamkvæg. Flere forskellige racer af kvæg er robuste og egner sig til naturpleje og helårsgræsning, fx Galloway og Skotsk Højlandskvæg. Med Heck- og Taurus-kvæg er der gjort en særlig indsats for at fremavle eller tilbageavle karaktertræk, der minder om uroksens (Stokstad 2015). Man kan finde både de urokse lignende racer såvel som robuste naturplejeracer i rewilding-projekter i Europa. Vildhestens historie minder meget om uroksens – vildheste forsvandt for ca. 5-6000 år siden, men overlevede langt længere i Eurasien og har overlevet som domesticerede hesteracer. Også for hesten er der gjort et forsøg på at fremme karaktertræk fra vildheste og bevare racer, der er tæt på den oprindelige vildhest. Det gælder fx racerne Tarpan og Przewalski, mens mange naturplejeracer også trives i rewilding-projekter i Europa, fx Exmoor og Konik.

Dådyret er muligvis det tidligste eksempel på at genindføre en stor planteæder i Danmark. Dådyr var vidt udbredte under sidste mellemistid i hele Europa, men formåede ikke at sprede sig fra sydlige refugier efter den sidste istid, men blev altså allerede for næsten 1000 år siden spredt af mennesker over hele Europa (Baker m.fl. 2017). Krondyr spredte sig efter sidste istid fra sydlige refugier og er i dag almindelige i hele Europa. I Danmark har krondyr næsten været udryddet pga. skader på landbrug og skovbrug, men er i dag i fremgang. Både krondyr og dådyr findes i dag i bestandstætheder, hvor deres økosystemprocesser er stort set ubetydelige (se Afsnit 2.2 Tætheder af store planteædere), og / eller hvor de fodres eller på anden vis forvaltes på en måde, der begrænser deres økosystemprocesser (se fx Myrsterud 2010). Det betyder, at selv om arten er til stede, kan der stadig være et behov for at *rewilde* og sikre artens økosystemprocesser i naturen, fx igennem en øget tæthed eller ændret forvaltning.

Det er måske bemærkelsesværdigt, at får og geder, som ellers er meget brugt i dansk naturpleje, ikke er medtaget på listen. Får og geder er dog at betragte som oprindelige bjergdyr, som ikke vil klare sig i tempereret lavland i Europa hvis der er naturlig prædation ved store rovdyr. Et nyt studie har dog vist, at selv ikke-hjemmehørende planteædere kan være med til at genoprette økosystemer, der mangler mange store planteædere og deres funktioner (Lundgren m.fl. 2020). Det er altså muligt, at får og geder, og andre planteædere som sikahjort, lama, kamel osv., kan erstatte hjemmehørende arters økosystemfunktioner i dansk natur. Som udgangspunkt er hjemmehørende arter (og i tilfælde af globalt uddøde arter deres nært beslægtede artsfæller) dog at foretrække til rewilding. Hvis man alligevel søger at genoprette økosystemprocesser ved hjælp af fx får og geder, skal disse tænkes ind i et økosystem med andre planteædere og andre naturlige processer for at undgå homogenisering. Det betyder også, at traditionel naturpleje baseret alene på får og geder ikke kan regnes for rewilding eller genopretning af naturlige økosystemprocesser.

2.2 Tætheder af store planteædere i dansk natur

Antallet af planteædere på et givet areal er selvfølgelig afgørende for deres effekt. Det er et velkendt problem i naturplejen, at overgræsning om sommeren skaber problemer med manglende blomsterressourcer og generel homogenisering, hvorimod mangel på græsning skaber problemer med tilgroning og opbygning af plantebiomasse og fører i de lysåbne naturarealer. Når det kommer til vildtlevende dyr, som fx krondyr, er litteraturen dog fyldt med eksempler på ”overgræsning” og ”unaturligt høje tætheder” (fx, Ickes 2001, Gortázar m.fl. 2006, Mosley & Munding 2018) – vurderinger, der ofte relateres til meget specifikke forvaltningsmål og opfattelsen af negative effekter. Dette er dog paradoksalt set i lyset af, at de vilde pattedyr i dag kun udgør 4 % af den samlede pattedyrbiomasse på Jorden (Bar-On m.fl. 2018). Forekomsten af planteædere i nutidens økosystemer afspejler det historiske tab af store planteædere (Sandom m.fl. 2014a, Ripple m.fl. 2015), men knapheden på dyr skyldes også jagt, krybskytteri, habitatforringelser, bekæmpelse osv. i nyere tid. Det gør det svært at studere tætheder i naturlige økosystemer, fordi de stort set ikke findes nogen steder. Alligevel har vi prøvet at bruge eksisterende data til at se på tætheder af store dyr under forskellige forvaltningsregimer.

Thy Nationalpark og Oksbøl Krondyrreservat er kendt for at huse store bestande af krondyr, men hvis man kigger nærmere på områderne viser det sig at tætheden af planteædere er ganske lav. Thy Nationalpark angiver, at der er 1000-1200 krondyr i Nationalparken. Hvis vi antager en gennemsnitsvægt på 100 kg og nationalparkens areal på 24.400 ha, så er planteæderbiomassen i gennemsnit ca. 5 kg / ha¹. I Oksbøl er der ca. 1300 krondyr og 16.254 ha, hvilket giver ca. 8 kg / ha. Det er klart, at der nogle steder inden for disse områder og i perioder forekommer højere tætheder af planteædere og dermed også en synlig græsningseffekt af krondyrene, men krondyrene indtager også en uvis,

¹ Der er mange forskellige enheder for tætheden af dyr. Er der tale om enkelte arter, angives tæthederne ofte i antal individer per ha eller km². Men det gør det svært at sammenligne krondyr og bison for slet ikke at tale om at estimere et samlet mål for tætheden af flere forskellige arter. I landbruget anvendes ofte enheden *storkreaturer* per hektar (SK / ha). Et storkreatur defineres bredt som tyre, køer og andet kvæg over to år og heste over 6 måneder, men tager altså heller ikke højde for de store størrelsesforskelle mellem kvæg- og hesteracer, og enheden er derfor ikke brugbar til at sammenligne græsningstryk eller som udtryk for biomassen af store planteædere. Vi regner derfor de forskellige enheder om til kg planteæderbiomasse / ha.

men sandsynligvis betydelig, andel af deres føde på landbrugsarealer, hvilket igen mindsker dyrenes effekt på naturarealerne. Begge steder gennemføres hvert år reguleringsjagter for at holde bestanden nede. Vores beregninger er i god overensstemmelse med vurderinger baseret på vegetationsdata fra kortlægning og overvågning, som peger på generelle problemer med tilgroning af lysåbne naturarealer (Fredshavn m.fl. 2019c, Moeslund m.fl. 2019).

I den anden ende af skalaen har vi naturarealer med landbrugsstøtte til græsning med det formål at sikre lysåbne arealer mod tilgroning. Støtteordningerne rummer et incitament til at holde mange flere dyr på arealerne og drive arealerne mere intensivt, og ressourcerne (plantevæksten) bliver typisk udnyttet til at producere kød. Græsningen er typisk kortvarig, som fx ved sommergræsning, og efterlader arealerne uden dyr resten af året. Det er typisk får, kvæg eller heste, men sjældent flere arter sammen. Landbrugsstøtte med forpligtigelsen ”fast græsningstryk i juni, juli og august” er som udgangspunkt 1,2 storkreaturer per ha (SK/ha), men der kan søges om nedsættelse til min. 0,3 SK/ha. Enheden kan regnes om til biomasse som følger: Ved brug af en lille race, som fx Dexter på ca. 350 kg, og ved et fast græsningstryk på 0,3 SK/ha er biomassen ca. 125 kg/ha. Omvendt, benytter man større racer, fx skovkvæg eller Hereford, med en vægt på ca. 700 kg og mindst 1,2 SK/ha, er biomassen minimum 840 kg/ha. Vælger man landbrugsstøtte med forpligtigelsen ”synligt afgræsset i september”, er antallet af dyr ikke specificeret, og der er ofte flere dyr per ha end i førstnævnte ordning.

Tætheden, eller biomassen, af store planteædere i dansk natur, spænder altså enormt bredt fra stort set ingen dyr ”på den frie vildtbane” (fra ca. 1-2 kg til ca. 5-8 kg/ha) til over 840 kg/ha på arealer med traditionel naturpleje. Og ingen steder kan vi betegne dyrene som en del af et naturligt økosystem, da det enten er dyr, der jages og søger føde i landbrugslandet, eller dyr, der indgår i en landbrugsproduktion og typisk opstaldes om vinteren. Hvordan kan vi vurdere, hvad et naturligt leje af tætheder af store planteædere ville være i naturlige økosystemer i Danmark?

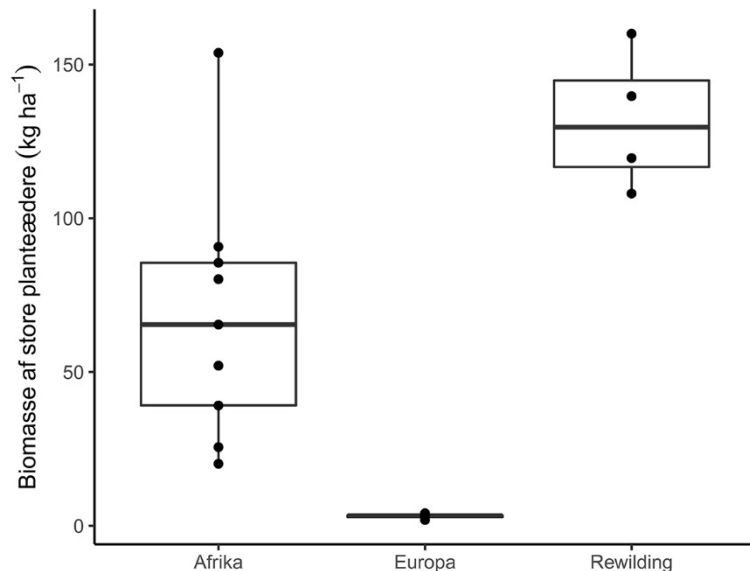
2.2.1 Naturlige tætheder af store planteædere i dansk natur

I tråd med rewilding, for at fremme naturlige processer, og for at undgå at forvalte efter forudindtagede forvaltningsmålsætninger eller rammer i støtteordninger til produktion, forsøger vi i det følgende at definere en baseline med udgangspunkt i naturlige økosystemer globalt. I naturlige økosystemer på tværs af trofiske niveauer er der en generel økologisk sammenhæng mellem biomassen af producenter og konsumenter (Cebrian 2015, Hatton m.fl. 2015). Det betyder, at biomassen af store planteædere primært bestemmes af fødetilgængeligheden. Prædation kan regulere bestande af store planteædere, fx krondyr (Okarma 1995, Jędrzejewski m.fl. 2002), men i naturlige økosystemer vil der også være større dyr til stede. Her ser man derfor, at prædation har en effekt på de mindre dyr, men at den samlede biomasse af planteædere forskydes over på de større arter af planteædere, som rovdyrene har mindre indflydelse på (Hopcraft m.fl. 2010, Hopcraft m.fl. 2012, le Roux m.fl. 2019).

Den forventede sammenhæng mellem primær-produktiviteten (Net Primary Productivity) og biomassen af store planteædere findes dog stort set ikke i nutidens økosystemer med undtagelse af afrikanske økosystemer (Fløjgaard m.fl. 2020), hvilket understøtter, at bestandene af store planteædere er under stort pres globalt (Schipper m.fl. 2008, Pedersen m.fl. 2020) og taler imod hypotesen om at tætheden af planteædere styres af rovdyr, da det netop er de

afrikanske økosystemer, som har den mest intakte og diverse rovdyrfauna. Faktisk er biomassen af store planteædere i europæiske økosystemer (nationalparker og naturreservater) blot få procent af hvad den er i afrikanske økosystemer med samme primær-produktivitet (**Figur 2.2**). Undtagelsen er rewilding-områder i Europa, der praktiserer '*naturalistic grazing*', dvs. lader planteæderne tilpasse sig fødetilgængeligheden på naturarealerne (Jepson m.fl. 2018). I sådanne projekter opnås en planteæderbiomasse lig eller højere end den i afrikanske økosystemer.

Figur 2.2. Biomasse af store planteædere (kg/ha) i afrikanske økosystemer (n=9), i nationalparker og naturreservater i Europa (n=5) og i rewilding-områder i Europa (n=4) med NPP svarende til NPP i Danmark (620-850 kg C/km²/yr). Data er fra Fløjgaard m.fl. (2020). Plottet viser alle datapunkter, den vandrette midterlinje viser medianen, og boksens afgrænsning angiver 25-% og 75 %-fraktilerne.

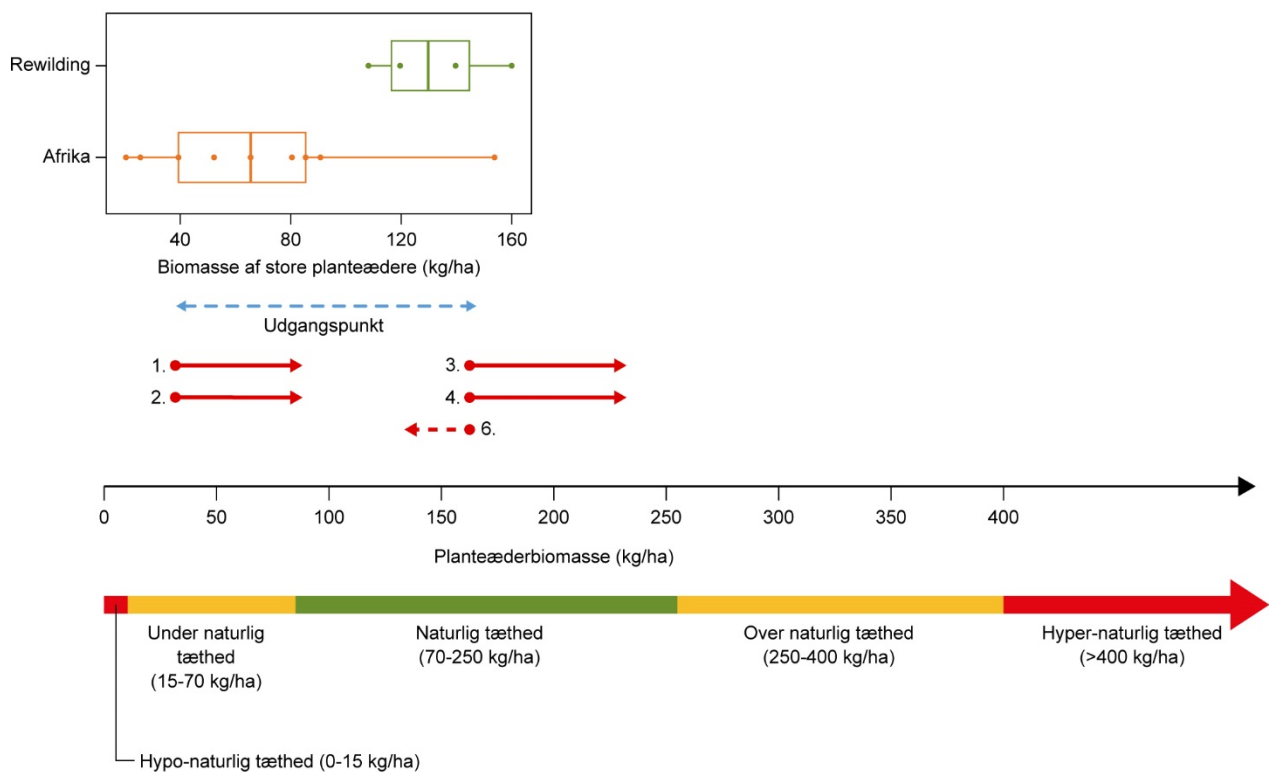


Med udgangspunkt i de afrikanske økosystemer og de europæiske rewilding-områder med en primær-produktivitet inden for intervallet for primær-produktivitet i Danmark (dvs. 620-850 kg C / km² / yr, Zhao m.fl. 2005, Zhao m.fl. 2006, NPP downloadet fra http://files.nts.g.umt.edu/data/NTSG_Products/MOD17/GeoTIFF/MOD17A3/GeoTIFF_30arcsec/) kan vi estimere et interval for naturlige tætheder af store planteædere i Danmark (Figur 2.3). Vi foreslår intervallet mellem 25 %-fraktilen for afrikanske økosystemer og 75 %-fraktilen for rewilding-områder, dvs. ca. 40-145 kg / ha. Der er dog en række forhold og overvejelser, som tæller for at justere dette interval op eller ned (se **Figur 2.3**):

1. På trods af at de afrikanske økosystemer er nogle af de mest intakte ift. at have bevaret megaherbivorer (>1000 kg, Sandom m.fl. (2014a)) og store rovdyr, så foregår der både regulering (se fx Fayrer-Hosken m.fl. (2000)) og krybskytteri mv., som trækker medianen af planteæderbiomassen ned. Dette er et argument for at opjustere den nedre grænse for intervallet.
2. De europæiske rewilding-områder kan betragtes som eksperimentelle tests af naturarealers bærekapacitet ift. føde og er udført på naturarealer, der på mange måder minder om de danske naturarealer. De bør derfor tillægges stor vægt i overvejelserne omkring baseline. Dette er et argument for at opjustere den nedre grænse for intervallet.

3. De europæiske rewilding-områder er relativt små, med få arter af planteædere og helt uden megaherbivorer, hvilket betyder, at det er usikkert, om den "øvre grænse" af naturlige tætheder er opnået. Planteæderbiomassen på Molslaboratoriets arealer med reaktiv regulering har eksempelvis svinget mellem 70-210 kg/ha, men er rapporteret som 160 kg/ha i **Figur 2.2**. Planteæderbiomassen i Oostvaardersplassen (OVP) er rapporteret til 120 kg/ha i **Figur 2.2** som et gennemsnit for hele arealet, inklusive de meget våde områder, som ikke græsses. Andre har angivet en planteædertæthed for den tørre del af OVP svarende til en planteæderbiomasse på ca. 550 kg/ha (estimeret ud fra tætheder i Cornelissen m.fl. 2014). Dette er et argument for at opjustere den øvre grænse for intervallet.
4. OVP har en estimeret tæthed på ca. 120 kg/ha baseret på hele OVPs areal på 5600 ha, velvidende at store dele af OVP er vanddækket eller meget våde og derfor ikke eller kun meget sjældent benyttes af de store planteædere. Justerer man tætheden af planteædere i OVP på baggrund af det areal dyrene faktisk benytter, så er tætheden af store planteædere betydeligt højere. Fx estimerer Cornelissen en tæthed på op til 2,5 store planteædere per ha (krondyr, heste og kvæg) i et 750 ha delområde af OVP, hvilket med en minimumsvægt på 100 kg for krondyr (og større vægte for kvæg og heste) giver en biomasse på minimum 250 kg/ha, og baseret på data fra Baker et al 2016 er den gennemsnitlige tæthed af store planteædere i de tørre dele af OVP på 728 kg/ha. Dette er et argument for at opjustere den øvre grænse for intervallet for at rumme de høje tætheder af store planteædere, der forekommer i højproduktive økosystemer også på vores breddegrader. Til dette kan føjes at planteproduktionen er stigende i danske økosystemer som følge af kvælstofdeposition, temperaturstigninger, øget nedbør og øget kuldioxid i atmosfæren.
5. Historiske estimater på planteæderbiomasse indikerer, at planteæderbiomassen har været relativ høj, fx 105 kg/ha på lav-produktiv mammutsteppe i Sibirien (Zimov m.fl. 2012) og > 150 kg/ha i Eem England (baseret på en kalibrering af $\geq 2,5$ dådyr/ha og antaget en dådyr-gennemsnitsvægt på 60 kg, Sandom m.fl. 2014b). Ydermere har vi brugt landbrugsstatistikken fra 1898 til at estimere et mål for den gennemsnitlige bærekapacitet i Danmark. I 1800-tallet, inden import af foder og brug af kunstgødning blev udbredt, ernærede man primært kvæg og heste på naturarealerne og i skovene om vinteren. I 1898 var der 449.000 heste, 1.745.000 kvæg og 1.168.000 grise i Danmark, og ganget med gennemsnitsvægte på hhv. 350 kg, 400 kg og 80 kg og divideret med det totale areal på 39.396 km² for Danmark (uden Sønderjylland) giver dette en biomasse på ca. 240 kg/ha. Så høj en tæthed er naturligvis kun mulig, fordi man gemmer planteproduktion fra sommer til vinter i form af hø, hvilket ikke er muligt i samme grad i naturlige økosystemer. På den anden side har vi ikke medregnet mennesker, får, geder og høns, som også har ernæret sig fra den samlede planteproduktion i landet. Disse forhold tæller for at opjustere såvel den nedre grænse (mammutsteppen) som den øvre grænse for intervallet.

6. De europæiske rewilding-områder er uden prædation. Det er tvivlsomt, om prædation har en nævneværdig regulerende effekt på den totale biomasse af planteædere; eksempelvis kan ulve regulere tætheden af krondyr, men ikke større dyr som fx bison (Okarma 1995, Jędrzejewski m.fl. 2002). I visse tilfælde, det kan være økosystemer med ringe diversitet af planteædere (fx med krondyr som den største planteæder), er manglende prædation et argument for at nedjustere den øvre grænse for intervallet. Da vi her arbejder med en evolutionær baseline for naturlige faunaer vil vi ikke nedregulere tætheden fordi af tallene kommer fra reservater uden prædation.



Figur 2.3. Intervallet for planteæderbiomasse svarende til 25 %-fraktilen for afrikanske økosystemer og 75 %-fraktilen for rewilding-områder, dvs. ca. 40-145 kg/ha (blå). Forhold, der tæller for at justere dette intervallet til en naturlig baseline er vist med røde pile. Nederst er vist vores faglige vurdering af naturligt interval for græsning (grøn) samt intervaller for unaturligt høj og lav græsning (orange) samt ekstremt over- og undergræsning (rød).

Ud fra de empiriske data præsenteret her (**Figur 2.2** og **Tabel 2.2**) er vores bedste bud, at en naturlig tæthed af planteædere i gennemsnitlige, varierede danske økosystemer ligger mellem 70-250 kg/ha (Figur 2.3). Umiddelbart kan dette interval synes højt sammenlignet med de empiriske data for naturlige økosystemer, men sammenligner man det med de anbefalede græsningstryk i naturplejen i Danmark i dag ligger de ikke højt. Buttenschøn (2014) anbefaler græsningstryk fra 0,3-1,2 storkreaturer i lysåbne naturtyper, hvilket svarer til 200-720 kg/ha hvis vi antager græsningsdyr på 600 kg. Ved helårsgræsning anbefales en dyretæthed på 1/3 af sæsongræsningen, hvilket vil svare til ca. 70-240 kg/ha.

Den høje ende af intervallet vil sandsynligvis kun kunne opnås lokalt i meget produktive landskaber såsom produktive ådale og strandenge eller kun kortvarigt som en del af naturlige bestandssvingninger. Tilsvarende vil den lave ende af intervallet kun være typisk for næringsfattige områder eller efter sammenbrud i bestanden efter en hård vinter. Intervallet er baseret på en nogenlunde naturlig fauna med mellemstore arter som kvæg, hest og bison, og har man kun relativt små dyr (krondyr, dådyr, rådyr), er det muligt at bærekapaciteten vil være lidt lavere.

Dette bud på naturlige tætheder i danske økosystemer er dels angivet som et meget stort interval (en faktor 3) og dels omgivet af en vis usikkerhed, og det vil derfor være ønskeligt fra et videnskabeligt udgangspunkt, at flere praktiserer naturlig græsning, hvor bestande af store planteædere, gerne flere forskellige arter, får lov til at udvikle sig med et minimum af regulering i naturlige økosystemer. Dette vil kunne forbedre datagrundlaget for en baseline for naturlige tætheder af store planteædere i dansk natur. Intervallet er tænkt som dækkende for gennemsnitlige danske økosystemer både på næringsfattig og næringsrig jord, men med en variation i våd og tør bund og lysåben natur og skov. Vi accepterer dermed, at der vil være særlige arealer, der er meget homogene, ekstremt lav- eller høj-produktive, hvor vores vurderinger ikke stemmer med arealernes bærekapacitet. Eksempler på arealer med meget lav fødetilgængelighed kunne være højmoser, klitter og typiske danske produktionsskove med høj stammetæthed og uden busk- og urtelag af betydning, hvor en stor del af primærproduktiviteten er i kronen og altså ikke tilgængelig for græssende dyr.

På trods af disse usikkerheder opfatter vi det som veldokumenteret, at tætheden af store planteædere i mange danske naturområder uden naturplejegræsning ligger langt under intervallet for naturlige tætheder. Tilsvarende overskrider traditionel naturpleje ofte intervallet for naturlige tætheder markant i sommerperioden og efterlader arealerne uden græsning om vinteren.

Slutteligt er det vigtigt at bemærke, at intervallet ikke bør opfattes som en målsætning for rewilding. Målsætningen bør være, at bestande af store planteædere reguleres af fødetilgængeligheden på naturarealerne inklusive de fluktuationer, det måtte give. Men intervallet kan give en indikation af, hvorvidt man med andre typer af naturforvaltning er i nærheden af en naturlig tæthed og dermed måske også en naturlig græsningsproces. Og det sidste kan godt være en målsætning i områder, hvor man ønsker en bedre fungerende naturpleje, men ikke har mulighed for at praktisere rewilding.

I praksis, og inden for gældende dansk lovgivning, har man på Molslaboratoriets arealer opnået dette ved at tillade vildtlevende exmoorponyer og forvildede gallowaykvæg at formere sig, så bestanden vokser under såkaldt reaktiv bestandsforvaltning. Når individer viser tegn på svækkelse som følge af fødemangel, dvs. deres kondition forringes, så fjernes det pågældende individ fra arealerne. Inden for de gældende regler for landbrugsstøtte er der også mulighed for at tilnærme sig naturlige tætheder med "fast græsningstryk" på 0,3 SK/ha, små, ekstensive racer og helårsgræsning uden tilskudsfodring.

Tabel 2.2. Eksperimentelle og historiske data for biomasse af store planteædere i europæiske økosystemer, hvor dyrene reguleres af fødetilgængeligheden. Datagrundlag for biomasseestimerne kan ses i Fløjgaard m.fl. (2020). Landbrugsstatistikken fra 1898 er juli-optællinger for hele landet (449.000 heste, 1.745.000 kvæg og 1.168.000 grise ganget med hhv. 350 kg/hest, 400 kg/ko og 80 kg/gris divideret med et areal på 39.396 km² for Danmark). NPP = Nettoprimærproduktionen.

Rewilding-projektområder	NPP (median, 1 km buffer, kg C/km ² /yr)	Biomasse (kg/ha)
Lika Plains, Kroatien	563	114
Faia Brava, Portugal	606	40
Kostilkovo, Bulgarien	612	48
Geldersee Port Groenlanden, Holland	711	108
Geldersee Port Millingerwaard, Holland	712	139
Oostvaardersplassen, Holland (2017)	810	120 (op til 728)
Molslaboratoriet, Danmark (2019)	830	160 (70-210)
Historiske estimer		
Mammut-steppe (Zimov m.fl. 2012)	Lavere end DK natur nutid	105
Eem England (Sandom m.fl. 2014b)	~Lig DK natur nutid	55 % af sites > 150
Landbrugsstatistik 1898 (Danmarks Statistik 1969)	~Lig DK natur nutid (lavere end dyrknings-landskabet i dag)	240

2.2.2 Naturlig bestandsdynamik

Tidslig variation i tætheden af planteædere medfører variation i græsningsstrykket, som i perioder med lavt græsningstryk vil give vedplanter mulighed for at vokse ud af bidhøjde, vil give plads til en rig blomstring osv., mens perioder med højt græsningstryk holder områder lysåbne, bidrager til dannelse af veterantræer osv. Naturlig bestandsdynamik bidrager altså til variation i økosystemprocesserne.

En af årsagerne til bestandsdynamik er ændringer i dødeligheden. Årsagen til dødeligheden kan være mange og varierer for forskellige arter af store planteædere, i forskellige økosystemer og over tid, men inkluderer fx jagt, prædation, sult og sygdom (Okarma m.fl. 1995). Klima kan også have både en direkte og en indirekte effekt via fødetilgængeligheden (Forchhammer m.fl. 1998). Men ligesom for vurderingen af naturlige tætheder mangler vi naturlige økosystemer uden jagt, og hvor bestande af vilde dyr får lov til at udvikle sig. Det er derfor ikke muligt at komme med et generelt bud på en naturlig hyppighed eller størrelsesorden af sådanne fluktuationer i naturlige økosystemer på vores breddegrader. Bestandsdynamik er dog med sikkerhed en naturlig del af økosystemer, og som en del af rewilding bør man tillade, at bestande af store pattedyr kan udvikle sig og være dynamiske over tid.

At tillade naturlige bestandsdynamik i rewilding-projekter fordrer, at man forholder sig til regulering i en forvaltningsplan. Her er anbefalingen klart at praktisere reaktiv forvaltning, hvor dyr tages ud eller aflives, når de viser tegn på sult eller sygdom frem for proaktiv forvaltning, som regulerer bestanden til et forudbestemt niveau – typisk et relativt lavt niveau, hvor man er sikker på, at ingen dyr kommer til at mangle føde gennem vinteren. Reaktiv forvaltning er det nærmeste, man kan komme naturlige tætheder og bestandsdynamikker, hvis man ikke tillader helt vild bestandsdynamik uden menneskelig indgriben i dyrenes liv og død.

2.2.3 Betydningen af prædation

Den oprindelige nordamerikanske rewilding-tankegang havde stor fokus på rovdyrene og deres evne til at regulere hele økosystemet (se fx Monbiot 2014). I Europa har rewilding primært haft fokus på de store planteædere, selv om der også er en stor erkendelse af vigtigheden af at genoprette naturlig prædation. Da ulv, bjørn og los i mange år er blevet bekæmpet og udryddet i deres oprindelige udbredelsesområde, er der også her stort behov for at genoprette de store rovdyr i Europa. Rovdyr, der er relevante for dansk naturforvaltning, tæller ulv (*Canis lupus*), som også i de seneste år har spredt sig tilbage til Danmark, men også los (*Lynx lynx*) og brun bjørn (*Ursus arctos*), som har fandtes i Danmark i Holocæn. Tidligere endnu, i sen-Pleistocæne økosystemer, var ydermere løve, leopard og hyæne, og nu uddøde arter som sabelkat, huleløve og hulebjørn, vidt udbredte i et tempereret Europa (Sommer & Benecke 2005, Diedrich 2011, Diedrich 2013).

Rovdyrene bliver nogle gange præsenteret som løsningen på, hvad man opfatter som *overabundance* af planteædere (fx Warren 2011). Ud over at der meget sjældent faktisk er *overabundance*, altså unaturligt høje tætheder af vilde planteædere (jf. afsnit 2.2), er der ingen klar evidens for, at rovdyr generelt og væsentligt regulerer den samlede biomasse af store planteædere, og effekten af rovdyr på byttedyrsamfund varierer på tværs af økosystemer og lokale forhold (Skogland 1991, Jędrzejewski m.fl. 2002, Hopcraft m.fl. 2010). Rovdyrenes effekt på planteædere af forskellig størrelse afhænger af en gradient af primærproduktivitet er størst på mindre byttedyr i produktive økosystemer (Hopcraft m.fl. 2010). Studier fra Afrika viser, at i stedet for at reducere den totale planteæderbiomasse kan rovdyrene forårsage et skift fra en stor andel af biomassen på de små og mellemstore planteædere til en stor andel af biomassen på store planteædere og megaherbivorer (le Roux m.fl. 2019). I danske økosystemer vil vi forvente, at rovdyr, som fx ulv og los, vil reducere bestandene af dådyr og krondyr og til gengæld fremme større dyr som vildhest, vildokse og bison (Okarma 1995, le Roux m.fl. 2019). I Białowieża har et studie vist, at ulveprædation sænker raten for bestandstilvæksten i krondyr, dvs. bestanden stiger, men langsommere end hvis der ikke var ulve (Jędrzejewski m.fl. 2002). Dermed kan prædation muligvis afbøde hyppighed eller størrelsen af bestandssvingningerne.

Jagt simulerer sjældent prædation eller *ecology of fear*, da jagten har fokus på at reducere tætheder og undgå stress og skader (effekter på økosystemet), men dette kunne måske opnås med en ny forvaltningsstrategi for jagt (Cromsigt m.fl. 2013)

2.3 Genopretning af naturlige økosystemer

En naturlig sammensætning af planteædere, naturlige tætheder og bestandsdynamik afhænger af et samspil med flere andre naturlige processer, herunder prædation (se ovenstående), men også kystdynamik, succession, hydrologi osv. Generelt har vi begrænset eller styret mange af de naturlige processer – også på naturarealerne. Selv om vi i denne rapport primært forholder os til genopretning af planteæderfaunaen ift. biodiversitet, så skal det understreges, at en sådan genopretning også fordrer en genopretning af andre biotiske interaktioner (fx genopretning af naturlige plantesamfund) og abiotiske forhold (genopretning af hydrologi, næringsstatus osv.).

3 Rewilding i praksis

Lasse Gottlieb

Københavns Universitet, Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning

Rewilding som koncept er relativt nyt, og højst sandsynligt blevet benyttet første gang af Dave Foreman i 1992 (Johns 2019) til at beskrive en indsats for at skabe et nordamerikansk system, hvor store beskyttede områder var forbundet og i stand til at understøtte økologiske effektive populationer af nøglearter – især den regulerende rolle fra toprovdyr (Soulé & Noss 1998). Selvom genopretningen af store rovdyrs økosystemfunktioner og bevarelse af deres levesteder fortsat er et vigtigt aspekt af rewilding, har konceptet udviklet sig siden da, og dets popularitet er vokset markant – især inden for det seneste årti. Således findes der i dag en bred vifte af forskellige tilgange og skaleringer af rewildingprojekter, der alle søger at genoprette naturlige processer med en reduceret til minimal menneskelig kontrol med det formål at opnå mere selvforvaltende og mangfoldige økosystemer (Lorimer m.fl. 2015, Perino m.fl. 2019, Pettorelli m.fl. 2018, Svenning m.fl. 2016).

3.1 Passiv (eller økologisk) rewilding

Passiv rewilding bygger på en tilbagevenden af de naturlige successive processer i landskaber uden menneskelig påvirkning. Det vil sige de processer, der finder sted i fraværet af husdyrgræsning og andre former for menneskelig indgriben, men med en samtidig spontan tilbagevenden af de fulde trofiske processer og interaktioner gennem en naturlig genindvandring af insekter, fugle, krybdyr, padder og pattedyr (inklusive toprovdyr), som udnytter de nye nicher. Således er økosystemprocesserne knyttet til store græssende dyr også en anerkendt og vigtig del af passiv rewilding. Selvom passiv rewilding ofte bliver kædet sammen med opgivelsen af landbrugsjord (Navarro & Pereira 2012), inkluderer passiv rewilding også oprettelsen af jagtfrie zoner, skovbrug med minimal indgriben, fjernelse af spredningsbarrierer og genskabelse af naturlig hydrologi (Perino m.fl. 2019). Passiv rewilding er en udgave af rewilding, der især er gældende i Europa (Pettorelli m.fl. 2019).

Årsagerne til opgivelsen af landbrugsjord og dermed en stærkt reduceret menneskelig påvirkning af landområder er mange og komplekse. Passiv rewilding kan fx være forårsaget af økonomiske, sociale og politiske årsager. Sovjetunionens sammenbrud i de tidlige 1990'ere resulterede i en udbredt emigration fra landområderne, hvor fx op til 56 % af landbrugsjorden i det vestlige Ukraine blev opgivet (Baumann m.fl. 2011). Samme mønster er også set i flere andre tidligere sovjet-lande, fx Estland, Letland, Tjekkiet og Rumænien (Carver 2019). Men også miljøkatastrofer kan danne grundlag for en spontan rewilding. Da atomreaktoren i Tjernobyl nedsmeltede den 26. april 1986, blev titusinder af mennesker evakueret fra området, og der blev etableret en 430.000 ha stor zone med stærkt begrænset adgang omkring katastrofeområdet. Forvaltningen af den lukkede zone har siden fulgt et paradigme om minimal til ingen menneskelig indgriben. En målrettet reintroduktion af europæisk bison i 1996 og Przewalski-heste i 1998 for at genoprette trofiske interaktioner i Tjernobyl-området (Schlichting m.fl. 2020) er dog undtagelser fra denne passive tilgang, og betyder at man ikke kan kalde Tjernobyl for ren passiv rewilding. En naturlig genindvandring af store pattedyr har desuden

præget området, og regionen har i dag hele porteføljen af nulevende europæiske store rovdyr (ulv, los og brun bjørn), store græssende dyr (europæisk bison, heste, elg, krondyr, rådyr og vildsvin), et rigt samfund af mindre rovdyr (fx grævling, mårhund og ræv) samt andre nøglearter med vigtige økosystemfunktioner såsom den europæiske bæver. Dog har især populationen af Przewalski-hesten været udsat for krybskytteri i midt-00'erne med en meget lav (muligvis svag negativ) populationsvækstrate til følge. Bestanden af heste er dog efterfølgende steget – ligesom graden af krybskytteri vurderes minimeret (Gashchak & Paskevych 2019). Tjernobyl-udelukkelseszonen er det eneste område, hvor alle disse store pattedyr interagerer i et relativt stort antal og i et stort område med minimal menneskelig påvirkning, og det kan derfor betragtes som et af de mest ikoniske naturlige eksperimenter med passiv rewilding i nyere tid.

I Danmark findes der også flere eksempler på arealer, der kan kategoriseres som passiv rewilding. Det gælder fx Nørholm Hede på 350 ha, der har været uden direkte menneskelig påvirkning siden 1890'erne (Kepfer-Rojas m.fl. 2014), Vorsø på 64 ha, som delvist har været overladt til spontan succession siden 1928 – og fuldstændigt siden 1979 (Halberg & Gregersen 2010), samt Suserup Skov (19 ha), som blev fredet i 1925 og har stået fuldstændig urørt siden 1977 (Møller 2017).

3.2 Trofisk rewilding

Selvom store græssende dyr som europæisk bison, elg, krondyr og vildsvin samt store rovdyr som ulv, europæisk los og brun bjørn generelt har øget både deres populationsstørrelser og udbredelse i Europa (Chapron m.fl. 2014, Deinet m.fl. 2013), så vil det for flere arters vedkommende ofte være urealistisk at vente på en spontan og naturlig indvandring, hvis dyrene inden for en overskuelig fremtid skal spille en rolle i naturen i Danmark. Her benytter trofisk rewilding sig af en aktiv reintroduktion af nøglearter for at gendanne top-down trofiske interaktioner og reetablere vigtige økosystemfunktioner ud fra en forventning om, at det kan fremme mere selvforvaltende og biodiverse økosystemer (Svenning m.fl. 2016). En aktiv artsintroduktion er således hovedforskellen mellem trofisk og passiv rewilding. Dermed kommer trofisk rewilding med reintroduktion af manglende nøglearter og deres naturlige økosystemfunktioner, såsom store rovdyr og store græssende dyr, måske også nærmest det oprindelige rewildingkoncept (Soulé & Noss 1998).

Yellowstone National Park i USA, der dækker et areal på ca. 898.000 ha, er måske det mest kendte og klassiske eksempel på trofisk rewilding. Her blev ulven udryddet i begyndelsen af det 20. århundrede, hvilket blandt andet førte til en populationsekspllosion af krondyr (*Cervus canadensis*) i området. Konsekvensen var et kraftigt øget græsningstryk med en meget begrænset regeneration af træer og buske. I 1995-1996 blev ulven genindført til området, hvilket har genoprettet prædationens naturlige funktion i økosystemet. Selvom græsningen fortsat har markante økosystemeffekter, er det sket et fald i populationsstørrelsen af krondyr samt en adfærdssændring som følge af ulvens tilbagekomst, hvilket har bevirket en forøget regeneration af asp (*Populus tremuloides*) og pil (*Salix* spp.) samt en lang række andre direkte og indirekte effekter på dyr og økosystemstrukturer (Ripple & Beschta 2012, Ripple m.fl. 2014). Der er dog blevet stillet spørgsmålstegn ved den egentlige effektstørrelse af ulvene, fordi der også er tydelige komplekse interaktioner med især amerikansk bison (*Bison bison*), klimaet og landskabstopografien i området (Beschta m.fl. 2020, Marshall m.fl. 2014, Ripple & Beschta 2012). Ikke desto

mindre er lignende effekter fra ulvene også dokumenteret andre steder i Nordamerika (Callan m.fl. 2013) og i Europa (Kuijper m.fl. 2013).

Trofisk rewilding kan dog også have en mere funktionsorienteret tilgang, hvor funktionelle erstatninger for nøglearter, der blev udryddet for århundreder eller årtusinder siden, reintroduceres. Det gælder fx kvæg som erstatning for uroksen (*Bos primigenius*), der blev udryddet i 1627, eller heste som erstatning for tarpanen (*Equus ferus*), der menes at være forsvundet fra Centraleuropa i slutningen af det 18. århundrede og fra Østeuropa i slutningen af det 19. århundrede (Bunzel-Drüke m.fl. 2008). På europæisk plan er Oostvaardersplassen i Holland nok det mest kendte og omdiskuterede eksempel. I 1983 blev Heck-kvæg reintroduceret til et 5.600 ha stort nyinddæmmede, næringsrigt og homogent vådområde efterfulgt af Konik-hesten i 1984 og krondyr i 1992 under målsætningen om en minimal menneskelig indblanding, således at naturlige økosystemprocesser kunne udspille sig frit på arealet. Her skulle populationerne af de store græssende dyr udvikle sig naturligt og udelukkende blive reguleret af områdets bærekapacitet og dyrenes interspecifikke konkurrence. Omkring år 2000 nåede antallet af dyr områdets bæreevne med en større årlig dødelighed til følge. Især store dødsfald i vintrene 2005, 2010 og 2017 skabte en betydelig offentlig og politisk debat, der har resulteret i en række kommissioner, som har afgivet beretninger om bestandsdynamikken og dyrenes trivsel (ICMO 2006, ICMO2 2010). Beretningerne resulterede i første omgang i en ændret forvaltningspraksis med en mere reaktiv bestandsregulering, hvor svækkede dyr uden chancer for overlevelse løbende blev aflivet (Jepson 2018, Lorimer m.fl. 2015). Efter overflytning af ansvaret for Oostvaardersplassen til de regionale myndigheder har man besluttet at forlade den fri bestandsdynamik og reaktive forvaltning og overgå til en mere proaktiv regulering af dyrene, hvor antallet af dyr er reduceret så langt under bærekapaciteten, at risikoen for at dyrene sultar om vinteren er minimeret. Dyrevelfærdsorganisationer bragte dog denne beslutning, som indebærer aflivning af dyr, for en domstol – og vandt i første omgang. Afgørelsen blev dog anket, og i september 2020 har de regionale myndigheder fået rettens ord for, at densiteten af krondyr, heste og kvæg må reguleres til 1,4 dyr/ha. Beslutningen er baseret på økologiske undersøgelser som viser, at det høje antal græssende dyr på Oostvaardersplassen forårsager skade på flora og fauna som følge af overgræsning. Eksempelvis er buske og træer forsvundet, arter af fugle er forsvundet eller faldet i antal og der er ikke observeret rådyr i området siden 2009 (raadvanstate.nl 2020).

Oostvaardersplassen var det første større område i Europa, hvor genopretning af trofiske interaktioner og økosystemprocesser med tilladelse af naturlig populationsdynamikker og muligheden for radikale kollaps i populationerne har været den centrale forvaltningsstrategi. Politisk pres har dog ført til, at denne strategi er forladt, og mulighederne for tidslige variationer i græsningstrykket er reduceret betragteligt. På en rewildingskala, hvor målet er en genopretning af naturlige økosystemprocesser med intakte artsinteraktionsnetværk, er Oostvaardersplassen dermed også rykket længere væk fra en fuldstændig rewilding.

3.3 Pleistocæn rewilding

Pleistocæn rewilding er en udgave af trofisk rewilding, der sigter længere end den historiske baseline, og dermed inkluderer den megafauna (græssende dyr med en vægt ≥ 1000 kg og rovdyr med en vægt ≥ 100 kg), der er uddød siden sidste mellemistid (ca. 130.000 – 12.000 år før nu) (Svenning & Faurby 2017).

Pleistocæn rewilding tager altså et langsigtet evolutionært perspektiv på biodiversitet og økosystemer. Donlan m.fl. (2005) skitserede denne dristige, kontroversielle og ekstremt ambitiøse skalering af rewilding, som bygger på en taksonomisk erstatning, hvor dyr fra andre kontinenter skal erstatte den uddøde megafaunas funktioner. For at komme tilbage til baseline før sidste istid er der fx for Nordamerika blevet foreslået (Donlan m.fl. 2005, Donlan m.fl. 2006) en introduktion af den afrikanske eller den asiatiske elefant som erstatning for de uddøde mammuter, mastodonter og gomphotherer, introduktion af kameler som en nutidig proxy for *Camelops* (en uddød slægt af kameler, der levede i det vestlige Nordamerika), samt geparder og løve som erstatning for de, for længst, uddøde amerikanske geparder (*Miracinonyx Trumani*) og løver (*Panthera atrox*). Ligeledes har der været foreslået en europæisk rewildingstrategi med introduktion af store rovdyr som løver, leoparder, plettede hyæner og asiatiske vildhunde samt store græssende dyr som asiatiske vildæsler, asiatisk vandbøfler, asiatiske elefanter og sumatranæsehorn til erstatning for de uddøde europæiske vildæsler (*Equus hydruntinus*), europæiske vandbøfler (*Bubalus murrensis*), skovelefanter (*Palaeoloxodon antiquus*) og skovnæsehorn (*Dicerorhinus kirchbergensis*) (Svenning 2007). Det er dog blev påpeget, at det nulevende pattedyrssamfund mangler de største dyr fra Pleistocæn såsom den amerikanske løve, den irske elg (*Megaloceros giganteus*) og kæmpe bæveren (*Castoroides ohioensis*). Flere af de nulevende taksonomiske erstatninger er altså væsentlige mindre, og derfor er der også en markant usikkerhed forbundet med, om de nulevende proxyer kan have den samme økosystemfunktion som de uddøde arter (Nogués-Bravo m.fl. 2016). Mens nogle beskriver Pleistocæn rewilding som et absurd koncept, der er formuleret af en lille gruppe biologer med ringe forståelse for praktisk rewilding, ser andre imidlertid denne skalering af rewilding som udgangspunktet for brugbare videnskabsteoretiske diskussioner og forskningsprogrammer centreret omkring ideen om, at uddøde arter efterlader sig ledige nicher, og at disse tomrum kan have vidtrækkende konsekvenser for processerne i økosystemet (Pettorelli m.fl. 2019).

Pleistocene Park i det nordøstlige Sibirien er et af de projekter, der er blevet associeret med pleistocæn rewilding. Pleistocene Park blev etableret i 1996 og går ud på at forsøge at gendanne mammutsteppens økosystem før sidste istid, hvor mammuter, uldhårede næsehorn, bisoner, heste, rendyr, moskusokser, krondyr, elge, saigaantiloper og yakokser græssede, overvåget af huleløver og ulve (Macias-Fauria m.fl. 2020, Zimov 2005). Til at begynde med bestod projektet af en 40 ha stor indhegning, som sidenhen er udvidet med yderligere 100 ha, omgivet af endnu en hegning på 20.000 ha. Projektet har dog haft store udfordringer i forhold til at etablere en signifikant population af dyr, både på grund af omkostningerne og de logistiske udfordringer med at finde egnede dyr og få dem flyttet, men også med at holde nyankomne dyr i live hen over den kolde sibiriske vinter – bl.a. fordi det har taget lang tid at genskabe et græslandsøkosystem med en tilstrækkelig høj produktivitet (Macias-Fauria m.fl. 2020). Området græsses i dag af bisoner, moskusokser, elge, rendyr, yakokser, får, Yakutian-heste og Kalmykian-kvæg (Macias-Fauria m.fl. 2020). Målet er at øge densiteten af de græssende dyr, indtil de har en tilstrækkelig og naturlig påvirkning på vegetationen. Herefter udvides det hegnede område, og endelig er det planen at introducere den sibiriske tiger til området (Zimov 2005).

Et nøgleelement i ideen om Pleistocæn rewilding er dog ikke kun genskabelsen af økosystemfunktionerne fra de uddøde dyr, men også det evolutionære potentiale for den mistede megafauna (Donlan m.fl. 2006). Både Pleistocene Park og andre initiativer, der forsøger at rewilde landskaber med den

Pleistocæne megafauna som evolutionært perspektiv og målsætning, er imidlertid begrænset af det åbenlyse fravær af netop megafaunaen, fx huleløver, næsehorn og elefanter. Men ideen om at bruge eksempelvis den asiatiske elefant som en erstatning for de uddøde snabeldyr (Proboscidea) på de store sletter i Nordamerika (Donlan m.fl., 2005, Donlan m.fl. 2005) eller Europa (Svenning 2007) vil uden tvivl møde store udfordringer i forhold til den klimatiske adaptation. Således har modelleringer af den asiatiske elefants mulige udbredelse – foretaget på baggrund af både nuværende udbredelse samt historiske kendte forekomster og nuværende naturlige udbredelse (den forventede udbredelse i dag i fuldstændig fravær af menneskelig indflydelse) – vist en meget lille tilpasning til klimaet på de nordamerikanske sletter samt i Vest-, Central, Øst- og Nordeuropa (Jarvie & Svenning 2018, Richmond m.fl. 2010).

3.4 Europæiske rewildingprojekter

Der er ingen tvivl om, at rewilding som koncept i øget grad har influeret på naturforvaltningen i Europa i løbet af de sidste 10-15 år (Helmer m.fl. 2015, Jepson m.fl. 2018, Pettorelli m.fl. 2019, Svenning m.fl. 2016). Selvom der i Europa generelt er sket en emigration, hvor 17 % af landbefolkningen siden 1961 har søgt mod byerne (Navarro & Pereira 2012), og der årligt opgives næsten én million ha land med tidligere husdyrgræsning og små-landbrug (Helmer m.fl. 2015), så vil det være forbundet med meget stor usikkerhed, i hvilken grad denne form for passiv rewilding rent faktisk kan medvirke til at genetablere naturlige processer og et mangfoldigt økosystem.

Langt de fleste europæiske rewildinginitiativer og projekter har i stedet fokuseret på en (re)introduktion af manglende nøglearter og genopretningen af naturlige økosystemprocesser (Helmer m.fl. 2015), hvor især kvæg og heste er blevet brugt. Figur 3.1 og Tabel 3.1 viser eksempler på igangværende europæiske rewildingprojekter.

Figur 3.1. Eksempler på lokaliteter i Europa med igangværende rewildingprojekter. Se Tabel 3.1 for en beskrivelse af de enkelte projekter.



Tabel 3.1. Liste med eksempler på igangværende rewildingprojekter i Europa. Se Figur 3.1 for kort med de enkelte lokaliteter.

Lokalitet	Land	Beskrivelse
Knepp Wildland	England	Et område på i alt 1.400 ha med tidligere intensiv landbrugsdrift. Siden 2002 er området i flere omgange blevet rewildet. Helårsgræsning uden tilskuds-fodring foregår i dag på store dele af arealet i flere indhegninger med langhornskvæg, Exmoor-ponyer, Tamworth-svin, krondyr og dådyr. Der foregår samtidig en stor produktion af kød på arealet, hvor der hvert år slagtes 75 ton dyr.
Oostvaardersplassen	Holland	Heck-kvæg blev i 1983 reintroduceret til et 5.600 ha stort nyinddæmmede vådområde efterfulgt af Konik-hesten i 1984 og krondyr i 1992. Projektet har efter store dødsfald i populationerne skabt stor offentlig og politisk debat. Forvaltningen er derfor ændret – i første omgang til en reaktiv bestandsregulering, hvor svækkede dyr aflives, og sidenhen til en mere proaktiv forvaltning, hvor populationsstørrelsen fastholdes på et niveau, så risikoen for sultende dyr om vinteren minimeres.
Kraansvlak	Holland	I 2007 udsættes europæisk bison i et 220 ha stort område domineret af klithede. I 2009 følges bisonerne af Konik-hesten og fra 2016 også af Skotsk Højlandskvæg. Indhegningen er i flere omgange blevet udvidet og dækker i dag et 330 ha stort område. Dyrene er på intet tidspunkt blevet tilskudsfodret.
Velebit	Kroatien	Efter at organisationen Rewilding Europe i 2014 opkøbte 60 % af jagttetighederne i et 17.000 ha stort område, er der blevet oprettet en 10.000 ha stor jagtfri zone. I 2014 er der desuden blevet introduceret Taurus-kvæg i en 500 ha stor hegning, efterfulgt af Bosnisk-ponyer i 2015 og Konik-hesten i 2016. I området findes desuden bjørn, ulv og los. I januar 2020 tæller populationen 70 heste og 100 kvæg.
Țarcu-bjergene	Rumænien	Reintroduktion af europæisk bison. Udsætningen foretog i 2014, 2015, 2016, 2017 og 2020. Populationen er herefter 65 individer. Målet er at skabe en demografisk og genetisk levedygtig population i Syd-karpaterne, der består af flere fritlevende delpopulationer.
Knapdale Forest	Skotland	Efter at have været udryddet fra Storbritannien i over 400 år blev de første bævere reintroduceret til Knapdale Forest i det vestlige Skotland i 2009.
Döberitzer Heide	Tyskland	Det i alt 3.600 ha store område var en militær øvelsesplads frem til 1992. I 2010 blev den centrale del på 1.860 ha indhegnet, og europæisk bison, Przewalski-hesten og krondyr introduceret til området. Bestanden er i dag på ca. 90 bisoner, 24 Przewalski-hesten og 90 krondyr. Desuden findes også dådyr, rådyr og vildsvin på arealet.

Pfälzerwald	Tyskland	Fra 2016 til 2019 reintroduceredes 17 losser fra Schweiz og Slovakiet med det formål at genoprette prædationens naturlige funktion i økosystemet.
Tjernobyl	Ukraine	Efter atomulykken i 1986 på Tjernobyl-atomkraftværket blev en 4.300 km ² udelukkelseszone etableret og titusinder af mennesker evakueret. I området findes i dag større populationer af bl.a. elg, ulv, los og bjørn. Desuden er i alt 36 Przewalski-heste blevet udsat i området i 1998 samt en bestand af europæisk bison i 1996.
Lake Pape	Letland	I 1999 blev Konik-heste udsat i en 130 ha stor indhegning. I 2004 fulgte Heck-kvæg. Indhegningen er i flere omgange blevet udvidet og er nu over 400 ha stor.
Côa Valley	Portugal	Efter en større affolkning begyndte området af gro til i skov og tæt krat, hvilket, i kombination med klimaændringer, har øget antallet, størrelsen og intensiteten af brande i området. I 2013 blev Tauros-kvæg og Garanno-heste udsat i området. Det har resulteret i en lavere risiko for brande og skabt foretrukne habitater for den spanske los.



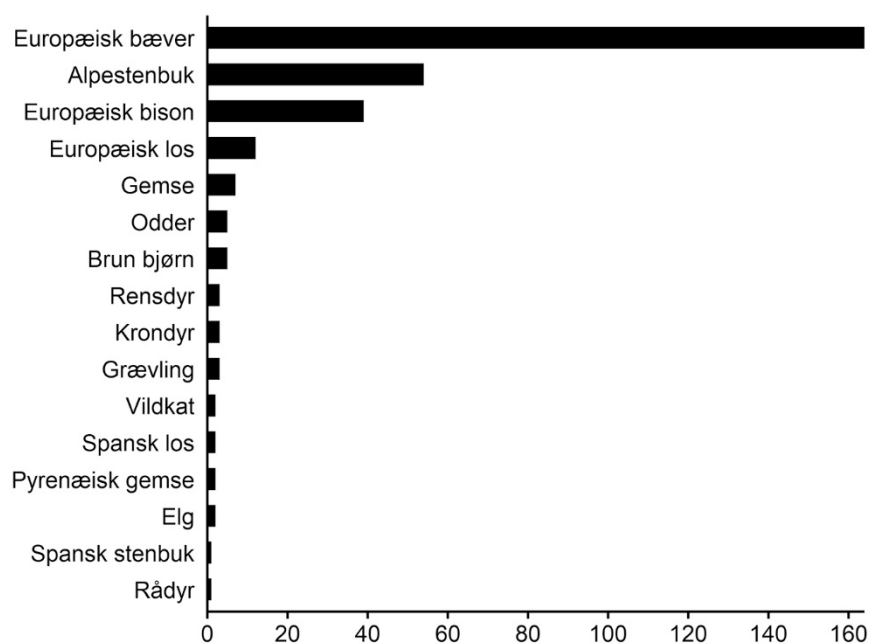
I Kraansvlak i Holland græsser europæiske bisoner sammen med Konik-heste og Skotsk Højlandskvæg i et 220 ha stort område, der overvejende består af klithede. Der er på intet tidspunkt blevet tilskuds fodret, siden de blev reintroduceret til arealet i 2007. Foto: Lasse Gottlieb

Selvom rewilding er et forholdsvist nyt koncept, så har der i Europa fundet en aktiv reintroduktion sted af udryddede, store pattedyr i meget længere tid. Dog er antallet af implementerede reintroduktionsprogrammer såvel som antallet af involverede dyrearter især steget i løbet af de sidste årtier (Thévenin m.fl. 2020). Nogle af de tidlige eksempler er fx genudsætningen af alpestenbuk (*Capra ibex*)

i Schweiz i 1911 (Thévenin m.fl. 2020), forsøg med reintroduktion af elge i Tyskland i 1930'erne (dog uden den store succes) (Schönfeld 2009) og udsætning af brun bjørn i Bialowieza-skoven i Polen i 1938 (Buchalczyk 1980). I Danmark er der også eksempler med aktive genudsætninger, der går endnu længere tilbage. Det gælder fx grævlingen, der blev reintroduceret til Fyn i 1830-40 og til Lolland-Falster i 1870 samt dådyr, som levede naturligt i Danmark i sidste mellemistid og formentligt blev reintroduceret helt tilbage i vikingetiden fra populationer i Mellemøsten (Baagøe & Jensen 2007).

Når det kommer til rewildinginitiativer og reintroduktionsprogrammer med fritlevende, vilde dyr, kan der dog være et skævvredet fokus på bestemte arter (Lorimer m.fl. 2015). Thévenin m.fl. (2020) identificerede i alt 305 forskellige genudsætningsprogrammer med fritlevende, større, vilde pattedyr i Europa fra 1910 til 2013 (Figur 3.3). Her viste bæveren (*Castor fiber*) sig at være det mest reintroducerede større pattedyr efterfulgt af alpestenbuk (*Capra ibex*) og europæisk bison (*Bison bonasus*), og de tre arter har således været involveret i henholdsvis 54 %, 18 % og 13 % af alle de identificerede genudsætningsprogrammer af fritlevende, større pattedyr i Europa i perioden. Forklaringen kan også skyldes, at tidlige reintroduktionssucceser med en bestemt art kan fremme nye introduktionsprogrammer med samme art (Thévenin m.fl. 2020). Det er dog forbundet med stor usikkerhed, i hvilket omfang disse reintroduktionsprogrammer af fritlevende, større pattedyr har haft væsentlige indvirkninger på økosystemprocesserne og derfor også på andelen af projekter, som man på nuværende tidspunkt kan karakterisere som værende egentlige rewildingprojekter.

Figur 3.3. Antal reintroduktionsprogrammer i Europa med fritlevende, vilde, større pattedyr i perioden 1910-2013.
Data: Thévenin m.fl. (2020).



3.5 Reintroduktion af bævere – en succes med udfordringer

Af alle reintroducerede vilde, større pattedyr i Europa har især bævere draget en betydelig fordel af omfattende reintroduktioner. Ved begyndelsen af det 20. århundrede var der kun omkring 1.200 bæverindivider i otte isolerede populationer tilbage efter årtusinders omfattende jagt på dens kød, pels og bævergejl (duftstof fra to kirtelsække nær endetarmen, som er blevet brugt i medicin og parfume). Reintroduktionen startede i 1922 i Sverige (hvor bæveren

uddøde i 1873) og er sidenhen blevet implementeret i mindst 20 andre europæiske lande. Omend de tidlige reintroduktioner formentlig hovedsageligt var motiveret af muligheden for pelsjagt, blev genopretning af bæverens økosystemfunktioner senere fremtrædende. På trods af en i begyndelsen ofte bemærkelsesværdig begrænset planlægning og monitorering i forbindelse med reintroduktionerne er der etablerede vilde og levedygtige bestande i stort set samtlige lande, hvor reintroduktion er forsøgt (Halley & Rosell 2002). Reintroduktionernes store succes på trods af dårlig planlægning hænger nok i høj grad sammen med bævernes generalistiske livsstil og evne til at bosætte sig i selv kraftigt opdyrkede landskaber (Nolet & Rosell 1998).

De succesfulde reintroduktioner har dog også været med til at øge mængden af konflikter mellem mennesker og bævere i flere lande i Europa. Konflikterne er især opstået på grund af de socioøkonomiske indvirkninger, som bæveraktiviteten kan have på landbrugs- og skovbrugsområder ved at fælde træer, forårsage oversvømmelser og grave tunneller og kanaler (Coz & Young 2020, Nissen 2019). I Bayern i Tyskland, der ligesom Danmark i høj grad er præget af landbrug, har bæverens evne til at bosætte sig i dræningskanaler mellem marker skabt konflikter med oversvømmelser. Det er dog især deres udgravning af tunneller under markerne og kanaler ind i markerne, der opfattes som problematisk, da det skaber risiko for, at landbrugsmaskiner kører fast (Schwab & Schmidbauer 2003). I Polen opstår de fleste konflikter i forbindelse med oversvømmelser af landbrugs- og skovbrugsområder og blokering af dræn under veje og jernbaner, der skaber risiko for erosion (Czech & Lisle 2003). Konflikterne opstår typisk i de samme områder år efter år, og det vurderes, at det kun er 3–4 % af hele Polens bæverpopulation, der er involveret i disse (Czech & Lisle 2003).

Bæver i Klosterheden. Foto:
Kevin K. Clausen



Med ønsket om at udnytte bæverens evne som en økologisk nøgleart, der via dæmninger og fældning af træer kan skabe lysåbne og våde områder til gavn for biodiversiteten, blev der i 1999 genudsat 18 bævere i Klosterheden i Vestjylland, og i perioden 2009-2011 blev 23 bævre reintroduceret til området omkring Arresø i Nordsjælland. Men også i Danmark har reintroduktionen af bævere skabt konflikter med de lokale. Konflikterne er især forsøgt afhjulpet med fjernelse af bæverdæmninger, rørlægning gennem dæmningerne og opsætning af hegn. I Jylland har Naturstyrelsen alene i 2015 brugt omkring 1.951 arbejdstimer og haft samlede udgifter på næsten 570.000 kr. til fjernelse af dæmninger

og andre foranstaltninger til afhjælpning af problemer forårsaget af bævere på privatejede arealer (Naturstyrelsen 2016). Siden da er antallet af bævere i Jylland kun vokset og estimeres i 2019 at tælle 243-269 individer fordelt på 32-35 bæverterritorier med yngleaktivitet samt 34-38 territorier uden yngleaktivitet sammenlignet med henholdsvis 24 og 26 territorier med og uden yngleaktivitet i 2015 (Sunde & Elmeros 2020). Det betyder også, at antallet af arbejdstimer og udgifter til at afhjælpe konflikter er steget i perioden. Men da bæveren endnu kun har spredt sig til en begrænset del af de jyske vandløbssystemer, forventes der en eksponentiel vækst i både antal og udbredelse frem til 2030, hvor bestanden forventeligt vil bestå af 522-769 individer (Sunde & Elmeros 2020) – og ligeså vil antallet af konflikter og udgifter formentlig øges.

3.6 Kortlægning af rewildingprojekter i Danmark

En række forskellige rewilding-initiativer er blevet implementeret i Europa. Men hvad er egentlig status på de danske rewildingsprojekter, hvor store nøglearter er genintroduceret med målet om at genoprette deres naturlige økosystemfunktioner? Mange kender sikkert til bisonprojektet på Bornholm, vildhestene på Langeland, elgene i Lille Vildmose, bæverudsætningerne i Klosterheden og Nordsjælland og rewildingprojektet på Molslaboratoriets areal. Men hvad findes der ellers af rewildingprojekter i Danmark? Hvor mange er der, hvor store er de, hvilke nøglearter er der fokus på, og hvor tæt på målet om en genopretning af naturlige processer og selvforvaltende økosystemer er de?

I forbindelse med denne rapport har vi kontaktet samtlige kommuner i Danmark (98), samtlige af Naturstyrelsens lokale enheder (16), alle landets nationalparker (5), Forsvarsministeriets Ejendomsstyrelse, Fugleværnsfonden og Aage V. Jensen Naturfond i et forsøg på at kortlægge igangværende rewildingprojekter i Danmark, der benytter store pattedyr (fra bævere og op i størrelse).

Vi har i forbindelse med kortlægningen defineret rewildingprojekter som værende genudsætning af nøglearter som fx bævere samt helårsgræsningsprojekter, hvor dyrene som udgangspunkt ikke tilskudsfodres. Det skyldes, at der er en række negative effekter forbundet med tilskudsfodring i vinterhalvåret. Tilskudsfodring vil blandt andet øge næringsstofførslen til arealet (van Dobben m.fl. 2014), med mindre tilskudsfoderet baseres på hø/wrap, der er høstet på græsningsarealet. Tilskudsfodring kan også påvirke dyrenes naturlige fødevalg, omend resultatet ikke nødvendigvis er forudsigeligt. For eksempel viser undersøgelser, at tilskudsfodring af europæisk bison mindsker mængden af bid på træer og buske (Kowalczyk m.fl. 2011), mens elge omvendt bider mere på træer og buske, når de samtidig tilskudsfodres (Felton m.fl. 2017). Tilskudsfodring kan desuden øge overførslen af sygdomme og parasitter mellem dyrene, ændre demografien, adfærden og populationsgenetikken, hvilket kan have indvirkning på vegetation og anden fauna (Milner m.fl. 2014). Dog har vi medtaget projekter, hvor der tilskudsfodres, hvis arealet er meget store (fx Klelund Dyrehave på 1.415 ha), og det samtidig vurderes, at tilskudsfodringen maksimalt udgør 50 % af dyrenes samlede fødeindtag i vinterperioden.

Vi har desuden kun inkluderet helårsgræsningsprojekter, hvor dyrene går på samme areal året rundt, da der i definitionen af rewilding også ligger et mål om minimal forvaltning. Antallet af projekter med helårsgræssende dyr uden tilskudsfodring er derfor større end det kortlagte, idet der også findes et ukendt antal projekter, hvor dyrene flyttes rundt mellem flere indhegninger. Det kan fx skyldes hensyntagen til andre brugergrupper, hvor veje og stier,

der gennemskærer området, hegnes fra (dette er fx tilfældet på Amager Fælled, Bjergene i Odsherred og Halsskov Overdrev), eller at græsningslokaliteterne er små og fragmenterede (hvilket fx gælder for en række arealer omkring Ebeltoft). Men selvom dyrene græsser året rundt, foregår der altså ikke helårsgræsning på delarealerne. Således er det heller ikke dyrene selv, der vælger hvornår og med hvilken intensitet delområderne afgræsses, men beslutningen er i stedet underlagt menneskelig kontrol.

Kun vildt (som rådyr, dådyr og krondyr) under hegn er medtaget, mens fritlevende vildt ikke er inkluderet i kortlægningen af danske rewildingprojekter. Det skyldes hovedsageligt den åbenlyse udfordring i at kortlægge udbredelse af fritlevende vildt og især omfanget, hvormed vildtet bidrager til en naturlig græsningsfunktion. Fritlevende vildtpopulationer som eksempelvis krondyr og dådyr kan dog i nogle tilfælde have en betydelig lokal indvirkning på økosystemfunktionerne. En undersøgelse af fritstående krondyr i Tyskland, har fx vist, at de gennemsnitligt kan fjerne knapt 50 og 60 % af den overjordiske årlige primærproduktion (annual net primary production) på hhv. græsland og heder (Riesch m.fl. 2019). Også i Danmark kan der være betydelige lokale effekter af fritstående vildt. Det gælder fx på Æbleø, hvor dådyrpopulationen flere gange har overskredet områdets bærekapacitet, omend dyrene i princippet frit kan vandre til Fyn. Det samme gælder også krondyrpopulationerne i Hanstholm Reservatet, Oksbøl-området og på hederne omkring Filsø, hvor de lokalt kan have en ganske stor effekt. Økosystemeffekterne fra fritstående populationer af vildt vil dog afhænge af flere faktorer såsom graden af forstyrrelse samt næringsindhold og fordøjelighed i vegetationen i forhold til fødeudbuddet i det omkringliggende landskab. Den generelt lave densitet af fritstående vildt i Danmark i forhold til et naturligt græsningstryk, sammenholdt med en grøn, næringsrig vegetation på landbrugsarealerne i vinterhalvåret, vil derfor betyde, at græsningsfunktionen kun er naturlig i enkelte små og lokale naturområder, mens den generelle økosystemeffekt på landsskabskala vil være minimal.

I forbindelse med kortlægningen af de igangværende rewildinginitiativer i Danmark har vi vurderet de enkelte projekter på en rewildingskala i forhold til, hvor tæt på målet om en genopretning af naturlige processer og selvforvaltende økosystemer projekterne er. Denne skalering er blandt andet inspireret af lignende undersøgelser (Child m.fl. 2019, Pedersen m.fl. 2020, Torres m.fl. 2018) og er sket på baggrund af følgende fire forhold.

(1) Naturligt græsningstryk og naturlig populationsdynamik

Tætheden af store græssende dyr er i høj grad bestemmende for indvirkningen på økosystemprocesserne (Olf & Ritchie 1998, van Klink m.fl. 2018). Det er således velkendt, at et unaturligt højt græsningstryk skaber en homogenisering af arealet, mens et unaturligt lavt græsningstryk skaber problemer med tilgroning og ophobning af plantebiomasse og førne (se afsnit 4.2). Det vurderes således, at et græsningstryk på 70-250 kg/ha er naturligt under danske forhold (den høje ende af intervallet vil dog kun være naturligt under meget produktive forhold eller kun meget kortvarigt som en del af en naturlig populationsfluktuation) (se afsnit 2.3).

Det er naturligt, at dyr taber sig om vinteren på grund af den begrænsede fødetilgængelighed, hvilket kan forårsage betydelige vægtfluktuationer hen over året. Fra efterår til forår mister kvæget ca. 20-25 % af deres kropsvægt (Bunzel-Drüke m.fl. 2008), hvilket for en Galloway-ko på 450-600 kg svarer til et naturligt vægttab på 90-150 kg hen over vinteren. Ligeledes er det naturligt,

at der kan forekomme en relativ høj dødelighed i populationer af store græssende dyr på grund af ressourcebegrænsninger, ekstraordinære klimatiske forhold (kulde og tørke), sygdomme, parasitter mv. En dødelighed på mellem 20 og 30 % er normal, men dødeligheder på op til 50 % forekommer også hyppigt på store hegnede arealer, på øer og i store naturlige græsningsøkosystemer (Erb & Boyce 1999, ICMO 2006). Der kan dog naturligt sagtens forekomme et endnu større kollaps i populationerne af store planteædere. Det skete fx i Bialowieza-skoven i Polen i 1969/70, hvor vinteren var ekstraordinært barsk, og 70 % af rådyrpopulationen døde (Jędrzejewska m.fl. 1997). Når populationer af græssende dyr kolliderer, giver det tidlige variationer i græsningsstrykket til gavn for græsningsfølsomme arter og muligheder for etablering af træer og buske (Prins & van der Jeugd 1993).

(2) Samgræsning med flere dyrearter

Store græssende dyr er funktionelt forskellige, og derfor kan de også som følge af forskelle i morfologi og økologi påvirke landskabet på forskellige måder (Cromsigt m.fl. 2018, Hofmann 1989, Lamoot m.fl. 2005). Ved samgræsning ses der eksempelvis større frøspredning af flere forskellige arter. Dyrenes forskellige fødepræferencer og morfologi (fx højde og pelslængde) betyder, at der er forskel på, hvilke plantearters frø der spredes med forskellige dyrearter (Baltzinger m.fl. 2019, Cosyns m.fl. 2005, Jaroszewicz m.fl. 2013). Dyrene supplerer således hinanden som vektorer for frøspredning. En kombination af græssende dyr med forskellige egenskaber, der supplerer hinanden, vil derfor formentlig i højere grad kunne genetablere økosystemfunktionerne og udvikle og vedligeholde et dynamisk system med mange forskellige nicher.

(3) Projektets størrelse (arealstørrelsen, som dyrene har adgang til)

Selvom der stort set ikke foreligger egentlige undersøgelser vedrørende optimale arealstørrelser i forhold til rewilding og reintroduktion af nøglearter, er arealstørrelsen alligevel en vigtig faktor. Ofte vil arealstørrelsen være positivt korreleret med områdets heterogenitet, fx i forhold til vegetationsstruktur, topografi og jordbundsforhold. Et heterogent areal vil formodentligt resultere i en mere naturlig adfærd hos dyrene, hvor de kan søge læ og føde i skoven om vinteren, føde på tørre arealer i foråret og i moser og enge, når det er tørt sidst på sommeren. Desuden vil variationer i vegetationens næringsindhold ofte påvirke dyrenes selektivitet og skabe en rumlig variation i græsningsstrykket. Et heterogent udgangspunkt vil derfor formentligt skabe øget rumlig variation i græsningsstrykket og dermed øge heterogeniteten yderligere til gavn for den samlede biodiversitet.

Arealets størrelse vil også være bestemmende for graden af den nødvendige løbende forvaltning – fx i forhold til at sikre genetisk variation og undgå indavlsdepression i populationen. For at sikre levedygtige populationer af store græssende dyr (i størrelsen 50-500 kg) og dermed selvforvaltende økosystemer i ordets bogstavelige forstand har der været foreslået minimumsarealer på 10.000 ha, med populationer på mindst 1.000 dyr (WallisDeVries 1995). Fløjgaard m.fl. (2017) nævner arealer på >1.000 ha som nødvendige for selvforvaltende økosystemer. Møller m.fl. (2018) anbefaler arealstørrelser på mindst 500 ha til helårsgræsning i skovlandskaber. Faunaforst (2013) sætter et minimum på 300 ha, når helårsgræsningen foregår på næringsfattige naturområder, mens Bunzel-Drüke m.fl. (2008) nævner, at arealet ikke bør være mindre end 10 ha – og gerne 50 ha eller større. Foregår rewilding med vilde dyr og helt uden hegn, har de græssende dyr ud over fri bevægelighed også mulighed for, i henhold til lovgivning, at dø og blive liggende. Dette vil være til gavn for de dyr og svampe, som er tilknyttet nedbrydningen af ådsler.

(4) Toprovdyrs påvirkning på populationen af græssende dyr

Tilstedeværelsen af store rovdyr kan spille en vigtig rolle for økosystemets funktion ved at påvirke de græssende dyrs effekt på vegetationen (Callan m.fl. 2013, Kuijper m.fl. 2013, Ripple & Beschta 2012, Ripple m.fl. 2014). Selvom densiteten af større planteædere (>150 kg) formentlig i højere grad er styret af områdets bæreevne og interspecifik konkurrence, kan toprovdyr have en bestandsregulerende effekt på de mindre græssende dyr (<150 kg), hovedsageligt fordi de er påvirkede af flere forskellige arter af rovdyr (Jędrzejewska m.fl. 1997, Sinclair m.fl. 2003). Desuden er det vist, at store rovdyr kan tage mellem 40 og 75 % af den årlige populationstilvækst hos planteædere (Jędrzejewska m.fl. 1997, Jędrzejewski m.fl. 2002). Det betyder at fx ulv og los i høj grad kan forhindre, at bestandsstørrelsen af deres vigtigste byttedyr (krondyr og rådyr) stiger efter et eventuelt populationskollaps. Dette er eksempelvis observeret i Białowieża-skoven, hvor rådyrbestanden 25 år efter et kraftigt kollaps stadig var under halvdelen af bestandsstørrelsen forud for populationskollapset (Jędrzejewska m.fl. 1997).

Selvom toprovdyr ikke nødvendigvis altid har en populationsregulerende effekt, så er der en stigende erkendelse af, at indirekte påvirkninger fra prædatorerne er mindst lige så vigtige økosystemprocesser. Således er der ingen tvivl om, at store rovdyr påvirker adfærden hos deres byttedyr ved at skabe et *landscape of fear* med habitater eller områder, hvor planteædernes tilstedeværelse og græsningseffekt er markant mindre (Kuijper m.fl. 2013, Thaker m.fl. 2011). Tilstedeværelsen af store rovdyr er dermed en vigtig faktor i forhold til at skabe rumlig og tidsmæssig heterogenitet i de græssende dyrs funktionelle indvirkning på økosystemet.

Alle kortlagte rewildingprojekter er blevet skaleret og tildelt point på baggrund af ovenstående fire forhold på følgende vis:

-1 point: ved tilskudsfodring

3 point: ved naturlige tætheder af store græssende dyr

2 point: ved mulighed for naturlige populationsfluktuationer

2 point: ved samgræsning med to eller flere dyrearter

1 point: ved arealer $\geq 100-500$ ha

2 point: ved arealer $\geq 500-1000$ ha og

3 point: ved arealer ≥ 1.000 ha **1 point:** ved muligheden for tilstedeværelse af ådsler

1 point: ved tilstedeværelsen af naturlige prædatorer.

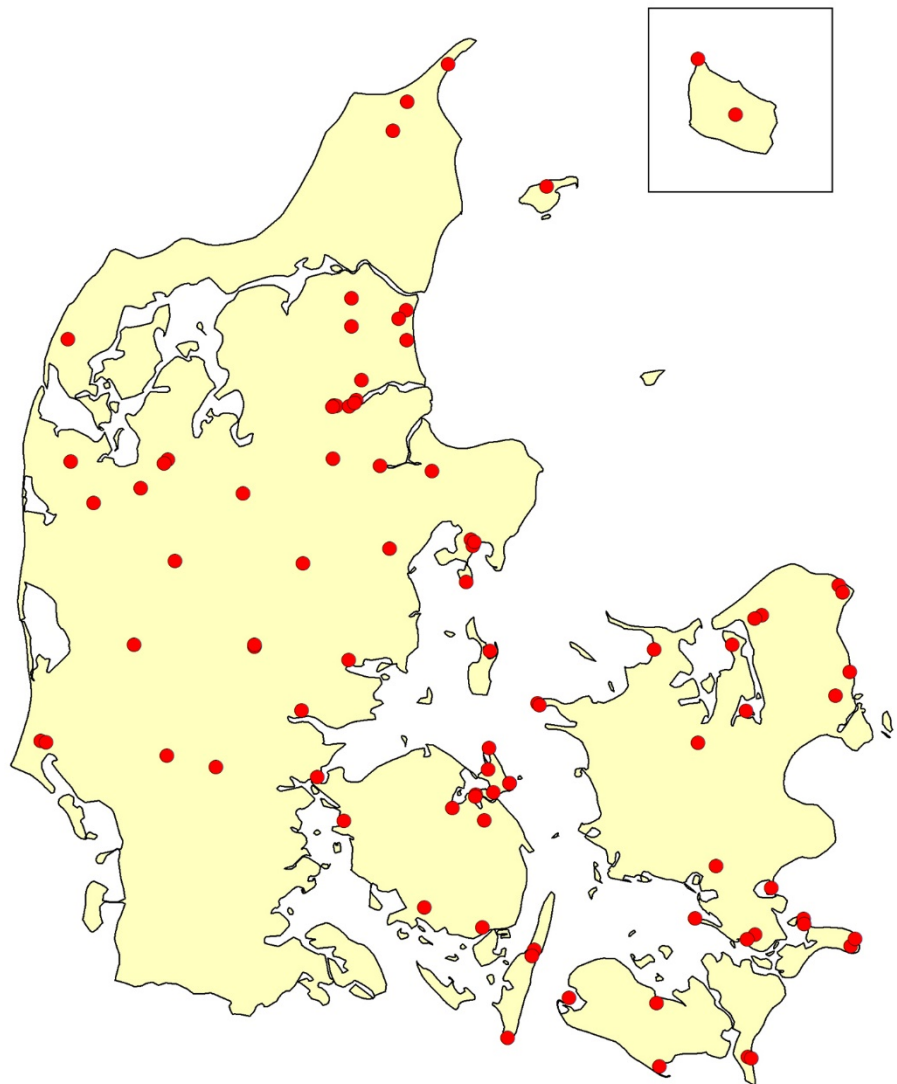
I tilfælde af rewildingprojekter på mindre øer, hvorfra dyrene ikke selv kan sprede sig, tildeles projekter stadig point i forhold til arealets størrelse, da vandet omkring øen udgør sammen barriere som et hegn. Selvom der i flere græsningsprojekter er vildtbestande af fx rådyr, dådyr og krondyr, som uhindret kan forcere hegnet (hvilket eksempelvis er tilfældet ved brug af almindeligt to- eller tre-trådet elhegn (Bunzel-Drüke m.fl. 2008)), vil vildtbestandens effektstørrelse være forbundet med stor usikkerhed. Derfor gives der kun point, hvis samgræsning aktivt er reetableret – og da kun hvis flere dyrearter græsser på arealet hele året rundt. Der gives altså ikke point for samgræsning, hvis dyreart nummer to kun er tilstede på arealet halvdelen af året og dermed ikke kan udøve hele dets naturlige økologiske funktion. Alle de kortlagte rewildingprojekter kan derfor opnå mellem 0 og 12 point (inkluderede rewildingprojekter med tilskudsfodring foregår alle på arealer ≥ 250 ha).

3.6.1 Resultater

Vi fik tilbagemeldinger om igangværende rewildingprojekter med store græssende pattedyr fra 95 af Danmarks i alt 98 kommuner, fra alle nationalparker (5) samt fra Forsvarsministeriets Ejendomsstyrelse, Fugleværnsfonden og Aage V. Jensen Naturfond. Naturstyrelsen valgte at data skulle leveres centralt, men har dog kun leveret data for deres arealer ≥ 90 ha. Derfor er omfanget af helårsgræsningsprojekter i Danmark med sikkerhed større end det kortlagte.

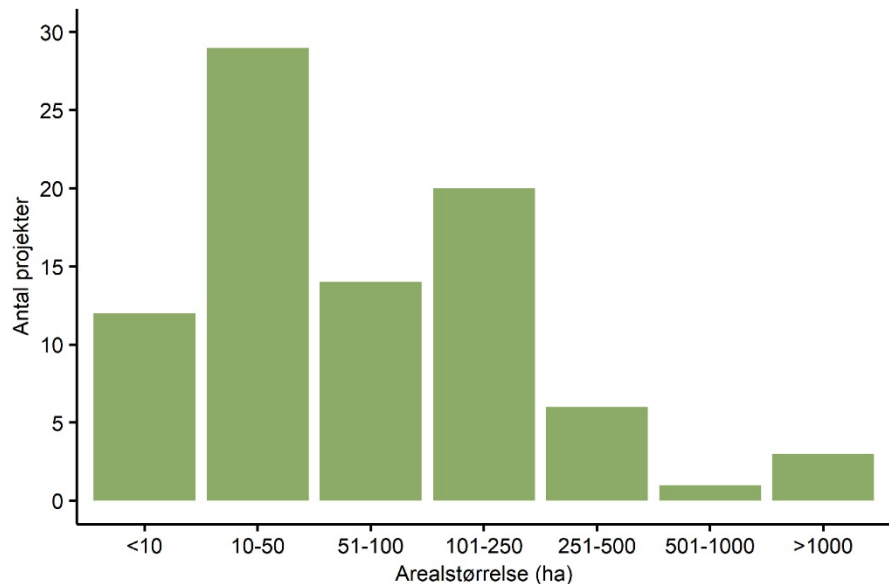
Samlet set kunne vi kortlægge i alt 85 enkeltarealer (indhegninger) i Danmark hvor der foregår helårsgræsning, som udgangspunkt uden tilskudsfodring (dog med begrænset tilskudsfodring i nogle af de store projekter (≥ 250 ha)). De 85 arealer har en samlet udbredelse på ca. 15.757 ha – altså ca. 0,37 % af Danmarks landareal. Hertil kommer de to bæverprojekter i henholdsvis Klosterheden og Nordsjælland, hvor områderne dog ikke er fast afgrænsede (Figur 3.4). Tilbage i 2013-2015 foretog Pedersen m.fl. (2020) en lignende kortlægning af danske rewildingprojekter og fandt i alt 28 projekter med et minimum af rewilding. Selvom definitionen af rewildingprojekter ikke er fuldstændig den samme hos Pedersen m.fl. (2020), som i denne rapport, så illustrer det tydeligt, at antallet af implementerede rewildinginitiativer i Danmark er steget kraftigt i løbet af de seneste 5-7 år.

Figur 3.4. Kortlagte igangværende rewildinginitiativer i Danmark



Det største velafgrænsede danske rewildingprojekt, målt i arealomfang, er uden tvivl Tofte Skov og Mose med sine ca. 4.000 ha. Kun fire af de kortlagte, indhegnede arealer har en størrelse på over 500 ha, mens hele 65 % af projekterne foregår på små arealer på <100 ha – heraf må 53 % af områderne (29) betegnes som værende meget små (≤ 25 ha) i en rewildingkontekst (Figur 3.5). Den manglende kortlægning af Naturstyrelsens arealer <90 ha med helårsgræsning, må derfor forventeligt øge den faktiske andel som små rewildingarealer udgør i Danmark.

Figur 3.5. Antallet af kortlagte rewildingprojekter i Danmark i forhold til arealstørrelse (ha). De to bæverprojekter er ikke med taget, da områderne ikke er fast afgrænsede.



Anvendte dyr

Hovedparten af de kortlagte danske rewildingprojekter, hvor store dyr græsser året rundt, benytter husdyr – ofte kvæg og/eller heste (Tabel 3.2). Men mens antallet af arealer med husdyr udgør 88 % af de kortlagte helårsgræsningsområder, er arealandelen hvor dyr med husdyrsstatus afgræsser året rundt kun 39 % (6.074 ha) af det samlede kortlagte areal med helårsgræsning. Her udgør Kulsbjerg Øvelsesplads på ca. 460 ha det største areal.

Tabel 3.2. Oversigt over dyrearter der benyttes i de kortlagte rewilding- /helårsgræsningsprojekter samt antallet af områder og samlet areal. Dyrene indgår kun i oversigten, hvis de går på arealet hele året rundt. 26 af projekterne benytter to eller flere dyrearter.

(Re-)introduceret dyreart	Antal områder	Samlet areal (ha)
Kvæg	64	5.334
Hest	27	1.972
Krondyr	6	9.136
Dådyr	4	1.304
Sika	1	980
Elg	1	2.100
Vildsvin	3	5.602
Bison	2	399
Bæver	2	-
Får	2	276
Ged	2	172
Vandbøffel	1	65

Samgræsning, hvor flere dyrearter græsser på arealet året rundt, er etableret i 31 % af alle de kortlagte helårsgræsningsprojekter med et samlet areal på 10.603 ha (67 % af det kortlagte). På alle de kortlagte arealer hvor samgræsning aktivt er reetableret benyttes kun to dyrearter, på nær i Geding-Kasted Mose (65 ha) hvor kvæg, heste og vandbøfler græsser året rundt samt i Jægersborg Dyrehave (980 ha), hvor krondyr, dådyr og sika er til stede hele året.

Naturligt græsningstryk

Vi forsøgte at estimere græsningstrykket (kg dyr / ha) for alle de kortlagte helårsgræsningsprojekter og fandt, at 80 % af projekterne har et græsningstryk på ≥ 80 kg dyr / ha. Disse arealer vurderes dermed at ligge over minimumsgrænsen af en naturlig tæthed af store græssende dyr i danske økosystemer. Men selvom det altså er størstedelen af antallet af arealerne der ligger over et minimum af et naturligt græsningstryk, så udgør arealerne kun 34 % (5.421 ha) af det samlede kortlagte areal med helårsgræsning. Estimatet er dog forbundet med en vis usikkerhed. Som grundlag for estimeringen er standard gennemsnitsværdier for voksne han- og hundyr benyttet (bl.a. Bernes m.fl. 2018, Tolhurst & Oaters 2001). Selvom estimererne tager hensyn til forskellige racer, når det kommer til husdyr, så indgår alders- og kønsfordelingen altså ikke i estimeringen. Ligeledes bør udregningen også tage hensyn til den egentlige primærproduktion på arealet samt vegetationens næringsindhold og fordøjelighed. Dette har fx indflydelse på det faktiske græsningstryk i både bisonindhegningen på Bornholm og i Tofte Skov og Mose, hvor ca. halvdelen af de respektive arealer udgøres af henholdsvis tæt rødgransplantage og højmoser. I begge tilfælde er det altså maksimalt halvdelen af arealet, der udgør en egentlig fødekilde for de græssende dyr. Derfor må det faktiske græsningstryk i begge tilfælde også forventeligt være mindst dobbelt så højt som det beregnede. Tilsvarende vil en tæthed af planteædere på fx 100 kg / ha i et højtproduktivt landskab være unaturligt lavt – om end det i beregningen vurderes værende inden for den naturlige variation. Det har dog ikke været muligt, inden for de givne rammer af denne rapport, at inkludere udbredelsen af naturtyper på de enkelte græsningsarealer i beregningen af naturligheden af græsningstryk.

Naturlige populationsfluktuationer

For langt størstedelen af de kortlagte danske rewildingprojekter foregår der en proaktiv populationsregulering, hvor antallet af græssende dyr holdes mere eller mindre konstant og altså ikke fluktuerer naturligt. På andre arealer har populationsstørrelsen endnu ikke nået bærekapaciteten, og derfor har en regulering endnu ikke fundet sted. Det gælder eksempelvis både bisonerne på Bornholm og rewildingprojektet i Bøtøskoven. I Bøtøskoven bliver hingsteføl dog aktivt fjernet for at undgå indavl.

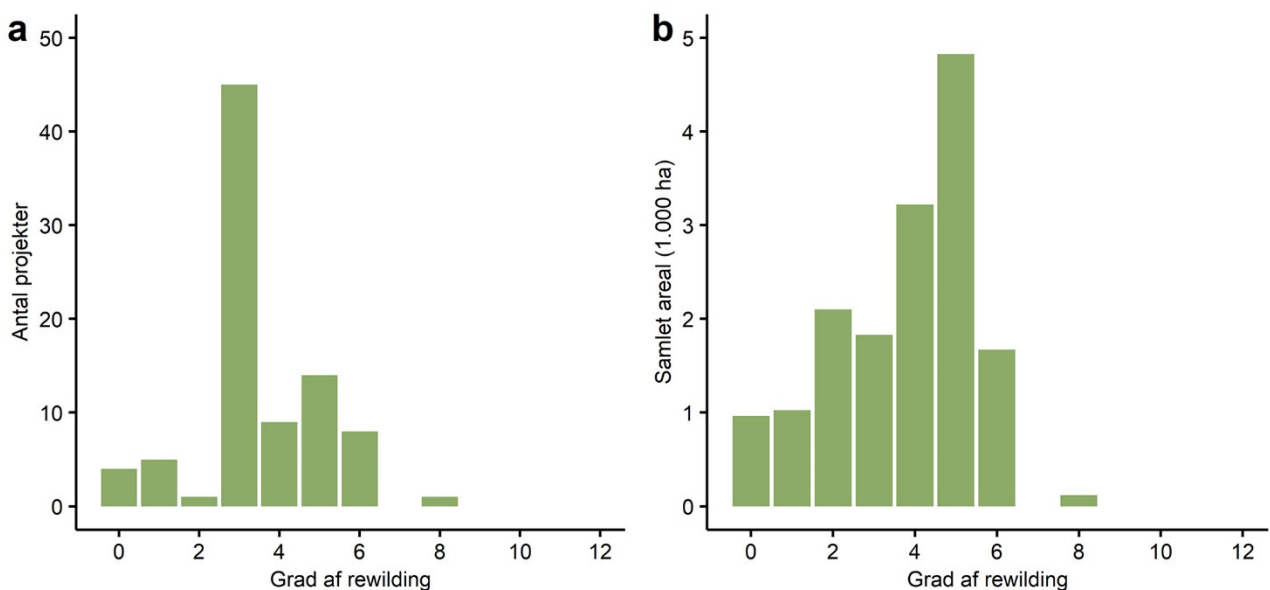
Rewildingprojektet på Molslaboratoriet er umiddelbart det eneste danske projekt, hvor populationsstørrelsen reguleres reaktivt, og muligheder for naturlige processer som ressourcebegrænsning og potentielle radikale kollaps i populationen aktivt tilvælges i forvaltningen. Her blev 13 Galloway-kvæg og 12 Exmoor-ponyer sluppet løs på det 120 ha store areal i efteråret 2016. Populationen voksede herefter og talte i efteråret 2019 i alt 78 dyr (Kjeldsen, A., pers. komm.). Alle dyr bliver tilset som dyreværnsloven og bekendtgørelse af lov om hold af heste foreskriver (jævnligt tilsyn med kvæget og dagligt tilsyn med hestene). Ud over det normale tilsyn, bliver dyrenes body condition score også vurderet og registreret hver 14. dag i sommerhalvåret og ugentligt i vinterhalvåret - og oftere hvis nødvendigt. Denne registrering sker, fordi rewildingprojektet samtidig udgør et forskningsprojekt. Falder dyrene under

en given tærskelværdi, udtages de permanent fra populationen. Fra projektets start i efteråret 2016 frem til starten af februar 2020 var ingen dyr faldet for tærskelværdien, men herefter gik det stærkt. Fra slutningen af februar til midten af marts 2020 blev i alt 54 % af dyrene (15 Exmoor-ponyer og 27 Galloway-kvæg) fjernet fra arealet. I sommeren 2020 er kun ét føl (ingen kalve) født, og bestanden består i efteråret 2020 således af 22 Exmoor-ponyer og 15 Galloway-kvæg (Kjeldsen, A., pers. komm.).

En reaktiv forvaltningstilgang, hvor en naturlig populationsdynamik tillades, kan dog være tidskrævende. På Molslaboratoriet bruges gennemsnitligt ca. 20 % af en fuldtidsstilling på tilsyn, øre- / chipmærkning og body condition score, mens der estimeret blev brugt ca. 200 timer relateret til udtagning af dyr i 2020 (Kjeldsen, A., pers. komm.). I andre projekter med en reaktiv populationsregulering vil man kunne nøjes med almindeligt tilsyn, og formentligt i øget grad pulje dyrene i forbindelse med udtagelse. Herved vil forvaltningen blive mindre tidskrævende, om end transporttid til og fra området skal påregnes. Arealets størrelse og heterogenitet er desuden også vigtige faktorer i forhold til tidsforbruget med at finde dyrene og tilse dem.

Samlet grad af rewilding

De kortlagte danske rewildingprojekter har alle opnået mellem 0 og 8 point, med et gennemsnit på 3,49 point ($\pm$ SE 0,16), ud af maksimalt 12 mulige point (Figur 3.6). Den generelt lave pointtildeling skyldes dels mangel på muligheden for naturlige populationsfluktuationer, mangel på samgræsning med flere dyrearter og generelt små arealer. Ganske vist har flere af arealerne med helårsgræsning ikke nødvendigvis det samme antal dyr på arealet henover sæsonen, ligesom densiteten af store planteædere varierer fra år til år. Men for kun meget få af de kortlagte rewildingprojekter er det primært naturlige processer som fx ressourcebegrænsninger, der er bestemmende for den tidlige variation i dyretætheden. Således er det altså meget få projekter, der giver mulighed for en naturlig populationsdynamik, hvor densiteten af dyr i kortere perioder eventuelt kan overskride områdets bæreevne med potentielle radikale kollaps i populationerne til følge.



Figur 3.6. (a) Antallet af danske rewildingprojekter i forhold til graden af rewilding på en skala fra 0 til 12. (b) Samlet arealudbredelse af danske rewildingprojekter i forhold til graden af rewilding på en skala fra 0 til 12. De to bæverprojekter er ikke inkluderet i arealudbredelsen, da de ikke er fast afgrænsede

Kun i de to bæverprojekter i Klosterheden og Nordsjælland vurderes det, at der er mulighed for tilstedeværelse af ådsler. Denne vurdering er foretaget på baggrund af gældende lovgivning (bekendtgørelse om opbevaring m.m. af døde produktionsdyr), som forbyder tilstedeværelse af ådsler fra heste og alle klovbærende dyr (herunder alle hjortearter hvis disse er under hegn). Derfor er det blevet vurderet, at ingen af de kortlagte helårsgræsningsprojekter har mulighed for tilstedeværelse af ådsler. De nuværende lovgivningsmæssige rammer er dermed også en udfordring iforhold til at realisere en øget grad af rewilding.

På trods af ulvens genindvandring til Jylland i 2012 vurderes det, at antallet af ulve fortsat er så lavt, at de ingen økologisk effekt har. Pedersen m.fl. (2020) kom frem til samme konklusion, og derfor har ingen af de kortlagte danske rewildingprojekter fået point for tilstedeværelse af naturlige prædatorer.

4 Biodiversitetseffekter af rewilding

Som tidligere nævnt er de dokumenterede effekter af rewilding sparsomme, og videnskabelige studier af græsningseffekter kan være svære at sidestille med rewilding, særligt hvis intensiteten af græsningen ikke er specificeret eller kun subjektivt vurderet. Dertil kommer, at rewilding netop forventes at bidrage med meget diverse økosystemfunktioner, hvoraf græsning kun er én. Dokumentation af effekter kræver også et sammenligningsgrundlag. Hvad er effekterne i forhold til? Jævnfør afsnit 2.2 er den typiske situation i naturen i Danmark, at der enten er alt for få dyr eller alt for mange dyr ift. en forventet naturlig tæthed af dyr. Biodiversitetseffekterne af rewilding er derfor vurderet ift. denne status i naturen i Danmark. Som en del af gennemgangen af de dokumenterede effekter vil der i mange tilfælde også være en vurdering af de forventede effekter af rewilding ud fra generelle økologiske betragtninger, teori og kendskab til artsgrupper og processer.

Følgende er en gennemgang af dokumenterede og forventede effekter på biodiversitet delt op på diversifikation af kulstofkilder, som danner grundlaget for ressourcer og levesteder for andre arter, planterigdom og vegetationsstruktur, samt effekter på udvalgte, men meget diverse artsgrupper.

4.1 Diversifikation af kulstofkilder

Rasmus Ejrnæs

Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

Organisk kulstof opbygges af levende planter, mosser og laver. De forskellige arter af primærproducenter tilfører kulstof med forskellige egenskaber. Nogle planter producerer pollen og nektar, træerne producerer bark og ved, og hver planteart har sine egne kemiske indholdsstoffer. Diversificeringen af kulstof fortsætter, når planterne dør, og nedbrydningen starter – der er stor forskel på kulstoffet i nyligt døde blade, kviste og stammer og kulstoffet i delvist nedbrudt ved, råhumus, tørv, mor og muld. Faktisk begynder differentieringen af det organiske kulstof ofte med, at store planteædere omsætter plantebiomasse til gødning, som er kulstof med helt andre egenskaber end de levende planter, dyrene æder. Planteædere beskadiger også træer og buske og er derved med til at skabe dødt ved, skadet bark, udflydende træsaft og indre hulheder.

Kulstofdiversifikation er vigtig for biodiversiteten, fordi hver af de forskellige karakteristiske kulstofpuljer samtidig er en mulighed for nicherdifferentiering og artsdannelse blandt dyr og svampe (Brunbjerg m.fl. 2017). Således er mange dyr og svampe specialiseret til at leve af kulstoffet fra en bestemt plante eller kulstoffet i et bestemt nedbrydningsstadium, og dermed bliver antallet af plantearter en nøgle til at forudsige antallet af dyre- og svampearter på en lokalitet (Brunbjerg m.fl. 2018). Planteæderne har en væsentlig rolle at spille i differentieringen af det organiske kulstof. Denne rolle er dels indirekte, ved at de store dyr skaber variation i jordbundsforhold, lysforhold og mikroklima og derved er med til at give mulighed for, at mange forskellige plantearter kan vokse i det samme økosystem. Græsningen er også med til at holde plantearter med dominante egenskaber i skak, så der også bliver plads til mindre konkurrencesterke arter samt primærproducenter, som kræver forstyr-

relse for at kunne spire og etablere sig i økosystemet. Men der er også de direkte effekter, som består i, at planteæderne afgørende ændrer hele økosystemets kulstofkredsløb, så en væsentlig del af den producerede plantebiomasse kommer til at passere igennem fordøjelsessystemet hos dyrene og bliver udskilt som ekskrementer. I ekskrementerne er nedbrydningsprocessen i fuld gang og de er samtidig lettere at gå til end levende planter for hundredvis af biller, fluer og svampe, som har specialiseret sig i at leve af planteædernes lort (Hansen 2008). Når de store planteædere når til vejs ende, resulterer det også i kulstofdiversifikation i form af et ådsel, som er et om muligt endnu mere attraktivt fødeemne end lorten – koncentreret protein – og som tiltrækker fluer, biller, men også en rig fauna af ådselædende fugle og pattedyr. Også sommerfugle og andre insekter ynder at suge mineraler og næring fra døde dyr. Ådslerne bidrager også til den indirekte kulstofdiversifikation ved at næringsberige den plet, hvor dyrene dør, så hele levestedsmiljøet og nedbrydningsprocesserne på det sted ændres i mange år frem i tiden.

4.2 Planter og vegetation

Rita M. Buttenschøn

Københavns Universitet, Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning

Store planteædende dyr har altid spillet en rolle som selektionsfaktor og har gennem deres kontinuerlige påvirkning haft indflydelse på udviklingen af vegetationsstruktur og dynamik i naturlige økosystemer (Putman 1996, Gordon 2006). Fortsat kontinuerlig græsning fra store planteædere er derfor et vigtigt led i opretholdelsen af de naturlige processer, der over tid og rum har tilpasset arter af planter, plantesamfund og vegetationsstrukturer til græsning.

4.2.1 Fra naturpleje til naturlig græsning

Græsning har været anvendt som redskab i naturplejen i mange årtier i forsøg på at vedligeholde værdifulde naturområder og genoprette god naturtilstand på arealer, der er udgået af landbrugsdrift. Naturområder har generelt en lav planteproduktion, og mange enge er blevet mere våde som følge af, at jorden har sat sig. De er ikke attraktive græsningsarealer for husdyrhold, hvor rentabiliteten er afhængig af høj tilvækst. Omvendt er græsningsdrift, der oftest er baseret på ret intensiv sommergræsning med en enkelt dyreart, heller ikke optimal i forhold til biodiversitet (Rosenthal m.fl. 2012).

Hovedparten af den beskyttede lysåbne natur anslås at have behov for græsningsdrift for at være i god naturtilstand (Nygaard m.fl. 2012). Græsningen har mange steder ikke været tilpasset forholdene, den har enten været for hård i sommerhalvåret med tætgræsset plantevækst uden mulighed for blomstring og frøsætning eller for lav/helt manglende med opbygning af førne til følge. Det har medført, at mange af de lysåbne naturtyper – overdrev, heder, salte og ferske enge og moser – er under tilgroning med træer og buske (Tabel 4.1) eller under udvikling mod en ensartet og artsfattig vegetation domineret af en eller få arter af konkurrencestærke planter som fx tagrør, blåtop, bjerg-rørhvene og bølget bunke (Timmermann m.fl. 2015, Johannson & Nord-Larsen 2017, Fredshavn et. al. 2019).

Mange af de bredbladede urter, der er karakteristiske for de lysåbne naturtyper, har behov for lys – ikke blot for at kunne spire, men også for at blomstre og forblive som et floragelement i plantesamfundet (Cresswell & Grime 1981).

Høje, tætte bevoksninger af konkurrencesterke arter udskygger mindre, mere lyskrævende arter (Jacquemyn m.fl. 2011), og mange af de konkurrencesterke arter kan opbygge et tykt lag af overjordisk førne i løbet af få år. Førnelaget kan fysisk hindre frø i at nå jordoverfladen, og det spærrer effektivt for lystilgangen og hæmmer dermed frøspiring af lyskrævende arter (Jensen & Gutekunst 2003). Førnelaget har ligeledes en isolerende effekt, der mindsker sæsonvariationen i jordtemperaturen, hvilket hæmmer spiring af planter, der har behov for en temperatur-stratificering (Grime. m.fl. 1981). Det tog fx bølget bunke 8-10 år efter græsningsophør at opbygge et godt 20 cm tykt førnelag på surt overdrev, og det førte gradvist til en reduktion af artsrigdom, hvor bl.a. lav skorzonner, håret høgeurt og engelsk visse forsvandt til fordel for en superdominans af bølget bunke (Buttenschön 2007). Uden græsning eller anden forstyrrelse kan førnelaget forblive intakt i årtier, og dominans af en enkelt art kan vare ved.

Tabel 4.1. Lysåbne § 3 naturtyper registreret som tilgroet med træer bl.a. baseret på LiDAR-data. Størstedelen af tilgroningen er i højdeklasse 2-6 m, men en betragtelig del af træerne var > 6m høje (Johannson & Nord-Larsen 2017). Ud over tilgroningen med træer er bl.a. mange klitheder og strandenge under tilgroning med rynket rose og andre buskarter (Fredshavn m.fl. 2019).

***En stor del af de 40.500 ha moser, der her er angivet som tilgroede med træer, er sump-skove, hvor skoven hører naturligt til.**

	Eng	Hede	Mose	Overdrev	Strandeng
Areal (ha)	109.000	85.700	102.100	34.300	48.000
Areal med træhøjde > 2 m	4.700	20.900	40.500*	4.700	1.200

Skovenes artsrigdom er ligeledes truet af, at skovene er blevet mere mørke og ensartede. En stor del af artsrigdommen er knyttet til skovenge, moser og andre lysninger og til overgangszoner mellem lukket skov og åbent land. Ophør af græsnings- og høslætsdrift har ført til, at mange af lysningerne er groet til med høje urter eller med træer og buske, der har ændret vegetationssammensætningen og artsrigdommen. Det er bl.a. dokumenteret gennem en række undersøgelser af ændring af artsrigdom efter ophør af græsning (Malmer m.fl. 1978, Strandberg m.fl. 2005, Nielsen 2009). Helårsgræsning med flere slags dyr giver dyrene mulighed for at udvikle en naturlig adfærd og anses for at være en velegnet metode til forvaltning af naturkvaliteten i skovlandskaber (Hodder m.fl. 2005, Mountford & Peterken 2003, Møller m.fl. 2018).

Rewilding er baseret på kontinuerlig helårsgræsning ofte med samgræsning med to eller flere slags robuste, selvhjulpne græsningsdyr. Der indgår typisk en mosaik af lysåben natur og skov på græsningsarealerne, hvilket giver ly og læ for dyrene og et varieret fødeudbud hen over året. Det betyder, at græsningen sker på tværs af skel mellem åbent land og skov. Rewilding indebærer, at græsningstrykket er afpasset efter den aktuelle bæreevne uden behov for supplerende fodring undtagen i særlige situationer som fx ved tykt snedække eller andre ekstreme vejsituationer. Dette indebærer, at græsningstrykket er lavt i sommerhalvåret i forhold til den tilgængelige plantevækst. Dyrenes kontinuerlige ophold betyder, at de i høj grad er tilvænnet deres græsningsareal og bedre kan udnytte og påvirke den tilstedeværende plantevækst (Illius & Gordon 1993, Rook m.fl. 2004).

Fordele ved helårsgræsning for vegetationen:

- Årstidsbestemte variationer i dyrenes valg af habitat og føde bevirker, at der sker en mere heterogen afgræsning og deraf følgende udvikling af større strukturmæssig variation ved helårsgræsning end ved mere intensiv sommergræsning (Dumont m.fl. 2007, Gilhaus m.fl. 2014).

- Et lavt græsningstryk i sommerhalvåret giver mulighed for større blomsterrigdom og frøsætning til gavn for fx sommerfugle, vilde bier og andre insektgrupper, der har behov for pollen- og nektarplanter, samt for frøspisende insekter og fugle (Van Klink m.fl. 2016, Rupprecht m.fl. 2016, Garrido m.fl. 2018).
- Når væksten starter om foråret, er græs / urtedækket på de foretrukne arealer græsset i bund, således at der er tilstrækkeligt lys og frøbede til, at nye planter kan spire frem, og solopvarmede pletter med bar jord til gavn for varmekrævende dyr.
- Ved græsning året rundt øges spredningen af frø generelt og inkluderer frø fra planter, der modner sent, og / eller som kun ædes om vinteren (Stroh m.fl. 2012).
- Dyrenes tilstedeværelse betyder, at der er friske ekskrementer året rundt til gavn for gødningsfaunaen, der har betydning for næringsstofomsætning, iltning af jorden, sekundær frøspredning og parasitkontrol (Nichols m.fl. 2008).

Ulemper ved helårsgræsning

- Helårsgræsning kan resultere i en utilstrækkelig græsning der medfører, at grove konkurrence-stærke græsser og halvgræsser samt træer og buske breder sig på bekostning af en mere artsrig vegetation (Sykora m.fl. 2009).
- Dyrenes færdsel kan medføre en voldsom optrampning af følsomme biotoper i perioder, hvor jordbunden er vandmættet.
- Hensyn til dyrevelfærd kan sætte nogle begrænsninger med hensyn til valg af dyr (Gilhaus & Hölzer 2016, Rupprecht m.fl. 2016).

Der er stor interesse for at anvende helårsgræsning til at genskabe og bevare værdifulde naturområder i Europa, og der er mange steder etableret eller ved at blive etableret græsning med hårdføre dyr, ofte som samgræsning med kvæg og heste (Menard m.fl. 2002, Loucougaray m.fl. 2004, Lamoot m.fl. 2004, Sykora m.fl. 2007, Van Uytvanck & Hoffmann 2009, Rupprecht m.fl. 2016, Henning m.fl. 2017a). Der findes dog kun få undersøgelser, der dokumenterer langtidseffekten af helårsgræsning i forhold til sæsongræsning på naturindholdet (Rupprecht m.fl. 2016).

4.2.2 Effekt af græsning på vegetationen

Der er mange forskellige faktorer, der har betydning for, hvordan græsning påvirker vegetationen, og hvilken effekt det har på vegetationssammensætning og struktur, herunder arealernes tilstand ved start af græsning i forhold til næringsstofftilstand, hydrologi, heterogenitet og tilstedeværende frøbank / nærhed til frøkilder (Gilhaus m.fl. 2017) (se tabel 4.2).

Tabel 4.2. Skematiseret samspil mellem dyrenes påvirkning og effekten heraf på vegetation.

Dyrenes påvirkning	Effekt af påvirkning
Dyrene æder store mængde plantebiomasse.	Vegetationshøjde og mængde af overjordisk biomasse reduceres. Lystilgang øges.
Dyrene påvirker plantedække og jordbund gennem deres slid fra færdsel, anlæg af sølepladser og andre aktiviteter.	Førnelaget reduceres, og der sker en komprimering af det øverste jordlag. Der opstår pletter med bar jord med spirebede og levesteder for lyskrævende pionerarter.
Dyrene græsser selektivt i forhold til deres næringsbehov og planternes afværgeforanstaltninger.	Planternes konkurrenceforhold og vegetations-struktur ændres. Dominans af en enkelt art afløses af flere arter. Arter, der vrages, kan brede sig på bekostning af mere foretrukne arter.
Dyrene fordøjer optaget biomasse og returnerer ca. 90 % heraf i delvis fordøjet tilstand som urin og ekskrementer.	Næringsstoffer i den returnerede biomasse er mere tilgængelige for nedbrydersorganismer. Der opstår næringsrige pletter med høj grad af mineralisering af næringsstoffer.
Dyrenes afsætning af ekskrementer sker efter variable mønstre, fx. i forbindelse med hvilepladser, langs hovedpassager og på deres foretrukne græsningsområder.	Næringsstofferne omfordeles og skaber mere heterogene jordbundsforhold. Der er ofte stor variation i tætheden af ekskrementer inden for græsningsarealet.
Dyrene bærer frø rundt, som de har ædt, eller som hænger fast i pels og andre steder på kroppen.	Frø spredes og kan blive spredt over store afstande. En del af de græsningstilpassede plantearter har en reproduktion, der er tilpasset dyrebåren frøspredning.
Dyrene æder løv, knopper, kviste og bark og knækker grene af træer og buske	Der sker en ændring i lys- og konkurrenceforhold og vegetationsstruktur med en mere eller mindre tydelig græsningshorisont, samt veteranisering af træer

4.2.3 Effekt på plantebiomasse

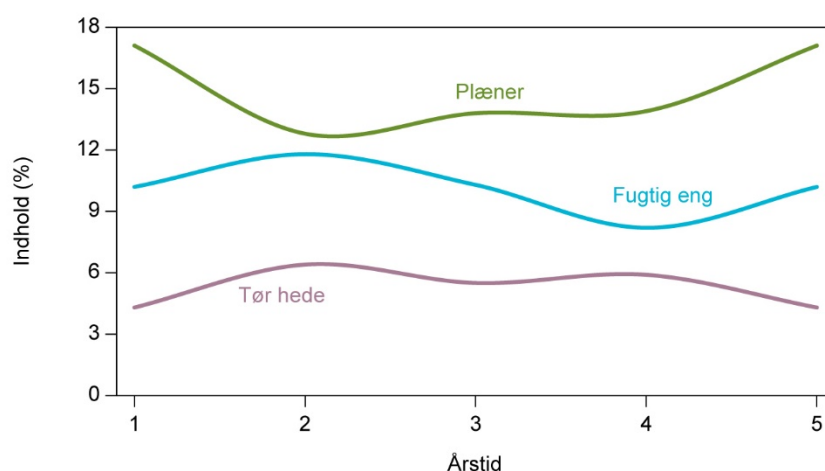
Dyrene fjerner biomasse gennem deres græsning og tramp. Effekten af græsning på artsrigdom og vegetationsstruktur afhænger i høj grad af græsningsstrykket, der angiver forholdet mellem dyrenes foderbehov og den tilgængelige mængde af biomasse (Grime 1973, Milchunas m.fl. 1988, Olff m.fl. 1999, Van Wieren & Bakker 2006), hvor et middel græsningstryk generelt forventes at give højeste diversitet (Tabel 4.3).

Tabel 4.3. Sempel beskrivelse baseret på højde af græs/urtevegetationen af lavt, middel og højt græsningstryk i forhold til tilgængelig biomasse (Efter Buttenschøn 2007).

Græsningstryk	Naturmæssige fordele og ulemper	Ressourcemæssige fordele og ulemper
Lavt græsningstryk: Græshøjde > 8 cm med mindre eller større flader med højere vegetation, førne og visne planter.	Fremmer muligheder for særligt forstyrrelses-følsomme arter. Hæmmer lyskrævende arter. Kan fremme tilgroning med grove græsser og halvgræsser. Kan fremme tilgroning med træer og buske.	Lavere foderkvalitet.
Middel græsningstryk: Græshøjde 5- 8 cm med en del tuer med højere vegetation og begrænset førne.	Giver mulighed for en del forstyrrelsesfølsomme arter og gode vilkår for mange lyskrævende arter. Giver normalt den højeste planteartstæthed.	Vedligeholder frisk, fordøjelig vegetation.
Højt græsningstryk: Gennemsnitlig græshøjde ved indbinding < 5 cm.	Giver gode muligheder for arter, der kræver lav vegetation uden tuestruktur og plantearter, der kræver meget lysåbne forhold. Hæmmer forstyrrelsesfølsomme arter og indsnævrer artsspektret. Hæmmer tilgroning med træer og buske.	Kan øge antal foderenheder pr. arealenhed men ikke pr. dyr. Ved meget lav græshøjde kan arealet dødbides, og væksten vil have vanskeligt ved at komme i gang igen.

Der er stor variation i mængden af tilgængelig plantebiomasse i forskellige naturtyper og på forskellige årstider, ligesom der kan være store svingninger i biomassen fra år til år som følge af forskel i nedbør, temperatur og andre vejrforhold (Gordon & Illius 1989, Kleinbecher m.fl. 2010, Ebrahimi m.fl. 2010, Gilhaus & Hölzel 2016). Ved helårsgræsning betyder den årlige variation i vækstrate, at der i sommerhalvåret produceres mere overjordisk biomasse, end dyrene omsætter, mens der i vinterhalvåret omsættes mere, end der produceres, oftest med et minimum af tilgængelig biomasse i det tidlige forår. Det giver en undersøgelse af mængde og kvalitet af plantebiomasse på fire lokaliteter med helårsgræsning i Nordtyskland et eksempel på (Gilhaus & Hölzel 2016). De fire lokaliteter, der indeholder en mosaik af lysåbne naturtyper og skov på hhv. næringsfattig og mere næringsrig bund, var græsset med robuste heste- og kvægracer med et græsningstryk på hhv. < 0,3 dyreenheder (svarende til ca. 125 kg/ha) på den næringsfattige bund og 0,6 dyreenheder (svarende til ca. 250 kg/ha) på den mere næringsrige bund (Gilhaus & Hölzel 2016). På næringsfattig bund (tør hede/sandmark) var mængden og kvaliteten af plantebiomassen generelt lavere end på næringsrig bund (fugtig eng/højstauede samfund), og der var mindre variation hen over året i både kvalitet og kvantitet (Figur 4.1). Om vinteren var kvaliteten på næringsfattig bund den begrænsende faktor i forhold til græsningsdyrenes behov. Bæreevnen er generelt højere for heste end for kvæg bl.a. fordi hestene kan græsse tæt på jordoverfladen og udnytte den mere næringsholdige plantevækst på tætgræssede plæner. Gilhaus & Hölzel (2016) konkluderer, at bæreevnen på de næringsfattige jorde var tilstrækkelig for heste, men kunne være utilstrækkelig for kvæg på helårsgræsning på grund af et utilstrækkeligt indhold af K, MG og P i forhold til kvægs behov, som også Bokdam & Wallis de Vries (1992) angiver.

Figur 4.1. Eksempel på variation i mængden af overjordisk biomasse og indhold af råprotein fra tidligt forår (1), hen over sommeren (2), efterår (3), vinter (4) til næste forår (5) i forskellige naturtyper på hhv. næringsfattig og næringsrig bund under helårsgræsning med kvæg og heste. Plæner dækker over græsdominerede arealer, der vedligeholdes af dyrene med kort frisk plantevækst størstedelen af året. Figuren er sammenstillet på baggrund af resultater fra en undersøgelse foretaget af Gilhaus & Hölzel (2016).



På næringsrig bund, hvor plantebiomassen i sommerhalvåret samlet var ca. fire gange så stor som om vinteren, var det mangel på biomasse vinter/tidligt forår, der var den begrænsende faktor i forhold til, hvor mange dyr der kunne overvintre (Gilhaus & Hölzel 2016).

Det lave græsningstryk i vækstsæsonen betyder, at der ikke ædes så meget af planterne i den periode, hvor de er mest sårbare over for græsningen. Mange planter bevarer en større del af deres bladmasse og deres fotosyntese, og muligheden for, at opsamlingen af næringsstoffer reduceres, er derved mindre end ved en intensiv sommergræsning. Desuden får planterne mulighed for at blomstre og sætte frø (Davidson 2020).

Fjernelse af biomasse er en forudsætning for at få retableret en mere artsrig plantevækst på arealer, hvor der er udviklet en dominans af høj, tæt vegetation og/eller akkumuleret en tæt måtte af overjordisk førne. Førnelaget påvirkes især af dyrenes færdsel og afhænger af dyrenes vægt, deres aktivitetsmønstre og valg af habitat. Konkurrencesterke planter, som udvikler dominerende bestande og danner tykke førnelag, er typisk plantearter med lav fordøjelighed som fx bjerg-rørhvene og mose-bunke, der i høj grad vrages af dyrene (Gilhaus m.fl. 2014). Det kan medføre en meget langsom eller utilstrækkelig fjernelse af biomasse afhængigt af græsningstryk, dyre- og vegetations-sammensætning. Det gælder specielt på mere næringsrig bund, hvor stor forskel i bæreevne hen over året kan betyde, at græsningstrykket ikke er tilstrækkeligt til at hæmme akkumulering af førne, medmindre der sker en ændring af græsningstrykket tilpasset variationen i tilgængelig biomasse (Sykamore m.fl. 2009, Gilhaus & Hölzer 2016).

Der er flere undersøgelser, der dokumenterer, at helårsgræsning resulterer i en reduktion af førnelaget og en positiv effekt på artsrigdom af planter på tørre heder, sandmarker, kalkoverdrev og andre lavproduktive græslandstyper (Loucougaray m.fl. 2004, Köhler m.fl. 2016; Rupprecht m.fl. 2016; Henning m.fl. 2017a). Henning m.fl. (2017a) fandt således en øget artsrigdom og en øget dækning af bredbladede urter og bar jord efter syv år med helårsgræsning ved lavt græsningstryk (ca. 80 kg/ha) med Konik-hest og Heck-kvæg på en 800 ha stor hede på tidligere militært øvelsesterræn i Tyskland. Forsøget viste ligeledes en kraftig reduktion i dækning af bjerg-rørhvene og en op til 70 % reduktion af førnelagets tykkelse under bjerg-rørhvenen. Henning m.fl. (2017a) konkluderer, at græsning ved lavt græsningstryk er velegnet til at reducere dækningen af bjerg-rørhvene og hindre artens spredning. Henning m.fl. (2017a og b) anbefaler på baggrund af forsøget, at der dels foretages en indledende rydning af træer og buske på arealer med et stort dække af tilgroning med træer og buske, samt at græsningen kombineres med slåning eller andre tiltag på arealer med degenereret lyngheide for at få sat regeneration af hedelyng i gang. Rupprecht m.fl. (2016) fandt en positiv effekt af helårsgræsning på artsrigdom ved lavt til moderat græsningstryk på 100-250 kg/ha ved at sammenligne artsrigdom i græsset og ugræsset vegetation. Græsningen blev foretaget med kvæg og heste i forskellige kombinationer med dådyr, krondyr og får og fandt sted på fem hedelokaliteter beliggende i Tyskland og Holland. Græsningen resulterede i en øget andel af pletter med bar jord, reduceret plantehøjde og biomasse samt reduktion af førne med en større artsrigdom med mange små, lyskrævende arter og flere sjældne arter til følge. Köhler m.fl. (2016) fandt, at førnelaget blev reduceret med 60 % under fire års helårsgræsning med Konik-hest ved et lidt varierende lavt græsningstryk (maks. 130 kg/ha) på orkidérigt kalkoverdrev med bl.a. en stor bestand af biblomst. Græsningen resulterede i en generelt større artsrigdom og en signifikant stigning i antallet af karakteristiske arter, mens orkideerne ikke blev negativt påvirket (Köhler m.fl. 2016).

4.2.4 Effekt på rumlig struktur

Dyrene græsser selektivt, nogle plantearter foretrækkes, andre vrages. Den selektive græsning betyder, at der udvikles en heterogen plantestruktur med en mosaik af arealer med forskellige græsningsintensiteter og forskellige niveauer i vegetationshøjde og artssammensætning. Forsøg med helårsgræsning med kvæg og heste som led i restaurering af eng og kærvegetation på tidligere opdyrkede lavbundsarealer langs vandløb resulterede således i en mosaik af forskellige typer af højstaudesamfund og tætgræssede områder (Schaich m.fl. 2009, Gilhaus m.fl. 2014). Heterogeniteten i mosaikstrukturen

afhænger primært af græsningstryk, art og sammensætning af græsningsdyr samt af terrænforhold og vegetationssammensætning (Adler m.fl. 2001). Kvæg udvikler typisk en mere finmasket mosaik end heste, der udvikler en grovmasket mosaik, hvor de afhænger af flokstørrelse kan vedligeholde større arealer som tætgræssede plæner, mens andre dele af arealet kun græsses let eller helt undgås (Dumont m.fl. 2007, Nolte m.fl. 2014, Nolte m.fl. 2017, Schmitz & Isselstein 2020). Ved mere eller mindre at græsse de samme arealer vedligeholdes vegetationen i en frisk og mere næringsrig tilstand, således som det afspejles i næringsindhold i plænevegetationen (Figur 4.1). Kvæg og heste undgår at græsse i nærheden af deres egne ekskrementer, hvilket er med til at skabe tuestrukturer. Ved samgræsning med kvæg og heste kan dyrene afhængig af græsningstryk græsse den høje plantevækst på de gødskede pletter og reducere tuestrukturer. Undersøgelser af helårsgræsning med heste og kvæg viser dog, at samgræsning kan resultere i en heterogen struktur (Loucougaray m.fl. 2004, Henning m.fl. 2017a).

Dyrenes valg af planter er bestemt af planternes fordøjelige næringsindhold og deres tilgængelighed (Illius & Gordon 1993). Mindre foretrukne arter opsøges, hvis de foretrukne arter eksempelvis kun forekommer i meget små og spredte forekomster, som det vil tage ekstra tid at æde tilstrækkeligt af. Heste og kvægs fødevalg sker overvejende på plantesamfund og ikke på enkelt arter (Hester m.fl. 2000). Planter har udviklet en variation af strategier som tilpasning til græsning for at undgå at blive ædt og maksimere deres muligheder for spredning, etablering og frøsætning (Rosenthal & Kotanen 1994, Sharpe & Hester 2008). Planterne har forskellige tolerancer over for græsning; nogle arter påvirkes negativt af selv en let græsning, mens andre tåler gentagne afbidninger af bladmasse. En del arter formår hurtigt at gendanne bladmasse efter afbidning og dermed kompensere for bladtabet (Strauss & Agrawal 1999). Evnen til kompensatorisk vækst afhænger bl.a. af placeringen af de aktive vækstpunkter, der er basalt placeret hos mange græsarter og således tilpasset græsning. Andre planter har udviklet vækstformer, hvor en stor del af deres bladmasse er uden for dyrenes rækkevidde, således som det bl.a. ses ved mange rosetplanter, f.eks. Håret Høgeurt, hvis bladroset breder sig ud tæt på jordoverfladen ved stort lysindfald, fx som følge af græsning.

Mange planter har udviklet fysiske værn i form af eksempelvis torne eller gren-torne, der beskytter dem mod hård nedbidning; det gælder fx mange af græslandets træer og buske såsom hvidtjørn, og roser (Tabel 4.4). Andre har udviklet forskellige former for kemiske forbindelser, som gør planten giftig eller ilde-smagende, eller som nedsætter dens fordøjelighed. Lyse-siv, blåtop, mosebunke, rør-hvene og katteskæg er eksempler på arter, der har et højt indhold af cellulose, kisel eller andre ufordøjelige stoffer, der gør, at de kun græsses i begrænset omfang. Indholdet af giftige kemiske forbindelser varierer ofte med årstid / planternes fænologiske stadie. En del af giftstofferne forsvinder ved tørring, mens andre som fx de giftige alkaloider i eng-brandbæger også er giftig i tørrede og visne planter, hvor dyrene ikke længere kan lugte dem. Dyr har forskellig tålsomhed over for giftige planter, og de kan gradvist udvikle en større tolerance over for mange af de planter, der indeholder giftige forbindelser. Rådyr kan eksempelvis æde store mængder af stængler fra hvid anemone og æder gerne taks, der er giftig for andre dyrearter.

Tabel 4.4. Eksempler på plantearter med forskellige former for værn mod græsning.

Funktionel gruppe	Effekt af græsningspåvirkning	Eksempler på arter
Lave, små planter	Reduktion af høje planter >reduceret konkurrence	kattefod, vild hør, mælkeurt
Rosetplanter	Reduktion af høje planter >reduceret konkurrence	Guldblomme, alm. kongepen, håret høgeurt, lancet-vejbred
Planter med mekanisk værn	Reduktion af høje planter >reduceret konkurrence	Slåen, hvidtjørn, enebær, rose, brombær, horse-tidse, mark-krageklo
Planter med kemisk værn	Reduktion af høje planter >reduceret konkurrence	Eng-brandbæger, gyvel, ranunkler
Planter med udløbere	Reduktion af høje planter, forstyrrelse af jordoverfladen i lille skala > reduceret konkurrence, vegetativ ekspansion	Krybhvene, knæbøjede rævehale, kær-ranunkel, lav-ranunkelhunde-hvene, tagrør, bjerg-rørhvene
Små arter af græsser/halvgræsser med rhizomer	Reduktion af høje planter, forstyrrelse af jordoverfladen i lille skala > reduceret konkurrence, vegetativ ekspansion	Sand star, alm. hvene, alm. kvik
Kortlivede planter	Forstyrrelse af jordoverfladen >kolonisering af bar jord fra frøbank mv.	Gul kløver, fin kløver, en-årig rapgræs, vår-gæslingeblomst, vår-ærenpris

Den heterogene struktur med variation i græsningsintensitet og vegetationshøjde giver voksesteder for en gradient af forskellige arter og plantesamfund, hvilket har stor betydning for den samlede biodiversitet på arealet (Mouissie m.fl. 2008, Marion m.fl. 2010, Tonn m.fl. 2019).

4.2.5 Dyrene omfordeler næringsstoffer

Græsning medfører en omfordeling og koncentreret af næringsstoffer på dyrenes foretrukne hvilepladser, ved vandingssteder og langs dyrenes hovedstier. Mellem 20 og 60 % eller mere af den overjordiske planteproduktion bliver ædt af dyrene (Van Dyne 1980), og ca. 90 % af produktionen returneres til græsningen i en tilstand, hvor den er under aktiv nedbrydning. Græsning kan medføre en markant omfordeling af næringsstofferne fra foretrukne græsningsarealer til foretrukne hvilepladser såsom bakketoppe eller skovbryn, hvor dyrene søger hen for at undgå stikkende og bidende insekter. En undersøgelse fra Holland giver et eksempel på omfordeling af kvælstof fra græs/lynghede til hvileplads i nåletræsskov. Her blev der ved helårsgræsning med kvæg med et græsningstryk på 90 kg/ha fjernet 7,0 kg N/ha fra græsheden, 4,4 kg N/ha fra lyngheden og tilført 13,1 kg N/ha til skoven (Bokdam 2003).

Heste anvender i højere grad end kvæg særlige latrinområder til afsætning af gødning, og de kan i endnu højere grad end kvæg medføre en omfordeling af næringsstoffer på græsningen (Edward & Hollis 1982, Putman m.fl. 1991). Kvæg og heste undgår at græse de planter, der vokser på og omkring deres lort. Det skaber en tuet struktur eller for hestens vedkommende større områder med høj plantevækst, der er med til at øge den rummelige vegetationsstruktur og give plads til mere næringskrævende og græsningsfølsomme arter.

Mange naturarealer har en ugunstig næringstilstand med behov for udpining som følge af kvælstoftilførsel fra luftbåren deposition og via drænvand og overfladeafløb fra naboarealer (Fredshavn m.fl. 2019). Der fjernes generelt relativt små mængder kvælstof under græsning. Ved sommergræsning (200 dage) omsættes en fodermængde svarende til 60-70 kg N/530 kg kvæg, men kun en lille del heraf ender som tilvækst hos dyrene. Gundersen & Butten-schøn (2005) angiver, at der ved kvæggræsning med et græsningstryk på 120 kg/ha på næringsfattig, sur jordbund på Mols fjernes i størrelsesorden 1 kg N/ha/år som tilvækst. Ved helårsgræsning vil der generelt blive fjernet mindre N som tilvækst. Til gengæld vil der specielt på sandjorder med et tyndt åbent plantedække formentlig ske en lidt større udvaskning af N ved helårsgræsning end ved sommergræsning. På Mols blev udvaskningen ved sommergræsningen beregnet til henholdsvis 1,7 kg på ugræsset og 2,5 kg på græsset surt overdrev (Pedersen m.fl. 2001). Den samlede N-fjernelse kan være fra 4 kg N/ha/år på næringsfattig bund til op mod 10 kg på mere næringsrig bund med et græsningstryk svarende til 530 kg/ha (Schmidt & Gundersen 2018). Der mangler generelt viden om langtids effekten af græsning på naturområdernes næringstilstand.

4.2.6 Frøspredning

Etablering af spirebede og spredning af frø er et væsentligt element i effekten af græsning på artsrigdom og plantesamfund. Store planteædende dyr spreder frø fra mange forskellige arter af planter. Albert m.fl. (2015) fandt i en metaanalyse baseret på 52 undersøgelser, at mindst 44 % af de tilgængelige plantearter blev spredt med store planteædende dyr. Spredningen foregår dels ved, at frøene sidder på dyrenes overflade i pelsen eller på hove og klove, og dels bliver båret i mavetarmkanalen. Dyr er både en vigtig vektor for spredning af frø til områder under restaurering (Bakker m.fl. 1996; Kapas m.fl. 2020) og for vedligeholdelse af en dynamisk udvikling i vegetationen på naturarealer. Introduktionen af nye arter til artsfattige bølget bunke-dominerede græsheder skete således stort set udelukkende vha. kokasser efter etablering af kvæggræsning (Bülow-Olsen 1980). Fremspiringen her kom dels fra frø, som dyrene har ædt, dels fra vindspredte frø, der vokser op i det næringsrige vækstmedie, som kokassen tilbyder.

Frøenes mulighed for at hænge fast uden på dyrene afhænger dels af egenskaber ved frøet selv og dels af egenskaber ved dyret, dets pels og dets klove/hove. Mange plantearter har udviklet frø eller frøkapsler med ru eller krogbesatte overflader som fx burre-snerre, alm. agermåne og almindelig bingelurt. Det er ikke kun frø med særlige fasthæftningsstrukturer, der transporteres rundt af dyrene, Couvreur m.fl. (2004) antager således, at næsten alle arter af frø er i stand til at sidde fast på dyr. Det er især frø fra høje planter, der kan hæfte sig fast i pelsen på store dyr. Tyndt, krøllet hår giver frøet bedre muligheder for at hænge fast end grove, glatte hår (Couvreur m.fl. 2004). Der er også en væsentlig forskel i pelsens bæreevne fra sommer over efterår til vinter, når pelsen bliver længere og tættere. En del af især mindre frø bæres rundt med jord, der sidder fast på klove og hove. Dyrenes optrampning af jord betyder, at også frø fra frøbanken bliver transporteret rundt med dyrene (Schulze m.fl. 2014, Albert m.fl. 2015). Den todelte klov hos eksempelvis kvæg og hjorte giver bedre mulighed for, at jord og dermed frø transporteres, end en udelt hestehov. Der er stor forskel mellem de forskellige dyrearters evne til at opsamle og sprede frø, afhængig af deres størrelse, pelstype mv. samt deres habitatvalg og adfærd (Heinken m.fl. 2001, Lierhmann m.fl. 2017).

Flere arter inden for stenfrugt-, kærnefrugt- og rosenfamilien har udviklet kødfulde frø og frugter, der lokker dyr til at æde dem og sprede deres frø. Dyrespredning angives som den vigtigste spredningsmåde for en del af disse arter, mens den hos andre arter af frø, der ædes som en integreret del af græs- og urtevegetationen, er én blandt flere spredningsmåder (Bruun & Poschlod 2006). Stroh m.fl. (2011) fandt frø fra 1/3 af de tilstedeværende plantearter på eng græsset med Konik-heste i dyrenes gødning med størst antal frø i september og december måned, herunder frø af sideskærm og kattehale, der kun blev fundet om vinteren. Der var en ligelig fordeling af frø fra græs/halvgræsser og bredbladede urter, men med flest spiredygtige frø blandt græs/halvgræsser. I græsningsforsøg med højlandskvæg og hhv. Konik-hest og shetlandspony i to kystnære klitområder blev der tilsvarende fundet levedygtige frø af knap 1/3 af alle de tilstedeværende planter i dyrenes ekskrementer med i gennemsnit 1158 frø/prøve. De hyppigste arter var stor nælde, arter af siv og græs samt arter fra nellikefamilien (Cosyns m.fl. 2005). Frø kan forblive i mavearmsystemet hos heste i op til 12 dage og stadig være spiredygtige (Janzen 1982), mens de forbliver i kortere tid, op til 2-3 dage, hos drøvtyggere og lidt længere tid hos vildsvin (Picard m.fl. 2015). Små frø har generelt en kortere opholdstid hos drøvtyggere end større frø. Den lange opholdstid betyder, at frøene kan spredes over store afstande. Store ekskrementhobe som kokasser og hestepærer giver gode spiremuligheder i form af fugt og næringsstoffer, samtidig med at de hæmmer gennemvoksning og konkurrence fra den underliggende plantevækst.

Plantearter fra lysåbne arealer har tilsyneladende større chance for dyrespredning end skovarter (Albert m.fl. 2015). Selv skovlevende dyr som krondyr og europæisk bison spreder flest frø fra lysåbne voksesteder (Heinken m.fl. 2002, Eycott m.fl. 2007). Jaroszewicz m.fl. (2013) fandt i en undersøgelse af spiredygtige frø i ekskrementer fra hhv. krondyr, bison, rådyr, elg og vildsvin i Białowieża-skoven, at langt de hyppigste frø var arter af græs, halvgræsser og kurveblomster. Krondyr og bison spredte flest frø fordelt på flest forskellige arter fulgt af rådyr, mens elg og vildsvin kun spredte få frø. En undersøgelse fra Tyskland viser ligeledes, at vildsvins ekskrementer indeholder få frø, mens deres pels til gengæld kan indeholde mange frø (Heinken m.fl. 2002). Der var forskel på, hvilke arter der blev spredt med de forskellige dyr, specielt bison spredte fx frø fra indikatorer for gammel skov (Jaroszewicz m.fl. 2013). Samgræsning med forskellige arter af dyr øger derfor antallet af arter, der spredes, hvilket har betydning for den samlede plantediversitet (Cosyns m.fl. 2005; Jaroszewicz m.fl. 2013).

4.2.7 Effekt på mosser

Mosser bidrager i høj grad til, at den samlede artstæthed på lysåbne naturtyper øges, og fremmes ligesom mange karplanter af græsning eller andre forstyrrelser, der vedligeholder lysåbne forhold, ligesom der er eksempler på en større artsrigdom af mosser i græssede, lysåbne skove end i tilsvarende ugræssede skove (Oldén & Halmer 2016). Ud over lysforhold har især mikroklima, luftfugtighed, temperatur og jordbundens surhedsgrad betydning for sammensætningen af mos-floraen. Boch m.fl. (2018) konkluderer på baggrund af en undersøgelse af effekten af husdyrgræsning på mos-floraen på forskellige græslandstyper, at den positive effekt af græsning på mosser hænger sammen med:

1. At dyrenes græsning fjerner biomasse, reducerer konkurrence fra dominerende karplanter og skaber mere lysgennemfald til jordoverfladen, hvilket har en positiv effekt på mossernes artsrigdom.
2. Dyrenes fjernelse af biomasse reducerer akkumulering af førne og fremmer dermed pletter med bar jord, der kan blive koloniseret af mosarter med lav konkurrence evne.
3. Endelig kan færdselspåvirkning fra dyrene begrænse konkurrencestærke karplanter, skabe pletter med bar og forstyrret jordoverflade gennem dyrenes færdsel. Disse små åbninger i vegetationen har vist sig at kunne fremme diversiteten af både karplanter og mosser.

Boch m.fl. (2018) viste ligeledes, at der er en positiv sammenhæng mellem diversiteten af mosser og plantediversiteten, mens der var en negativ effekt af gødskning / højt næringsstofniveau, således som det også er dokumenteret i andre undersøgelser (Bergamina & Pauli 2001; Aude & Ejrnæs 2005).

Mos ædes ikke – eller ædes kun i begrænset omfang, f.eks. som en integreret del af de mundfulde af planter som store drøvtyggere indtager (Prins 1982). En undersøgelse af hjortes (white-tailed deer) fødevalg ved højt græsningstryk i forhold til den tilgængelige føde, viste, at dyrene ikke åd mos, men græssede hårdt på den øvrige vegetation, hvilket gav mosser lys og plads til at sprede sig, med en væsentlig større artstæthed, dækning og diversitet af mosser med græsning end uden græsning (Chollet m.fl. 2013).

Græsning kan ligeledes fremme spredningen af mosser og være af betydning specielt i skov, hvor der er begrænset mulighed for vindspredning. En undersøgelse af brudstykker af mos i pels og hove på rådyr og vildsvin viste, at 66 % af de undersøgte vildsvin bar rundt på mos, der primært sad fast i pelsen, mens der var mos på 36 % af rådyrene primært i hovene (Heinken m.fl. 2001).

Sphagnummosser er følsomme over for forstyrrelser fra tråd og næringsstofftilførsel fra græsningsdyr og tåler kun et lavt græsningstryk (Rawes & Hobbs 1979, Pellerin m.fl. 2006). Kvæggræsning kan øge diversiteten i mosfloraen i næringsfattige kær. Det viser erfaringer fra Holtemmen på Læsø, hvor der på det langvarigt græssede kær blev registreret 11 mosarter, heraf otte arter af sphagnum, mod én mosart på det ugræssede kær (Buttenschøn 2007). Skovkontinuitet har sammen med langvarig græsning betydning for artssammensætningene og diversiteten af mosser. Det er Tofte Skov, som har været græsset af krondyr og vildsvin i mere end 100 år, et eksempel på. Her blev der registreret 59 arter af epifytiske bryofytter fra især ellesump og gammel bøgeskov, heriblandt flere mindre almindelige og sjældne arter (Buttenschøn & Gottlieb 2018).

4.2.8 Effekt på tilgroning

En stor del af de lysåbne naturtyper er under tilgroning med træer og buske (Tabel 4.1). Store planteædende dyr æder løv, knopper, kviste og bark og knækker grene af træer og buske (Danell m.fl. 2001, Gill & Beardal 2001, Cromsigt m.fl. 2018, Spitzer m.fl. 2020), men dyrene skaber også spiremuligheder for lyskrævende træer og buske. De er med til at sprede deres frø og øge fremspiring af kimplanter (Buttenschøn & Buttenschøn 1998, Jaroszewicz m.fl. 2013). Kimplanternes overlevelse afhænger primært af græsningstryk og lysforhold (Hester m.fl. 2000, Kuijper m.fl. 2010, Kuiters & Slim 2003). Dyrene foretrækker at græsse i lysninger fremfor skov. Det betyder, at kimplanterne der er udsat for et højere græsningstryk, hvilket er med til at forsinke tilgro-

ning (Kuijper m.fl. 2009). Dyrenes græsning af træer og buske påvirker vegetationsstrukturen og artssammensætningen (Ramirez m.fl. 2019) og kan føre til, at foretrukne arter erstattes af mindre foretrukne arter.

Case fra Bialowieza

Det er ikke kun dyrenes foretrukne valg af arter, men også de enkelte arters tolerance over for bid, der har betydning for effekten på træartssammensætningen. Det er udviklingen i træartssammensætningen i den beskyttede del af Bialowieza-skoven et eksempel på. Den beskyttede del af skoven omfatter 105,2 km², der græsses af fritstående, selvregulerende flokke af kron dyr, rådyr, elg, vildsvin og bison med et samlet græsningstryk på ca. 35 kg/ha (Churski m.fl. 2017, Kuijper m.fl. 2010). Vildtgræsningen har her stor effekt på artssammensætning, højdevækst og funktionel diversitet af træer og buske (Hedwall m.fl. 2018, Kuijper m.fl. 2010). Arter som fx eg, ask, spidsløn, alm. røn, skov-elm og skovfyr hæmmes i høj grad af græsningen. Ifølge Miścicki (2012) er hovedparten af skovfyrene mellem 100 og 180 år gamle, mens stilkegene er mellem 150 og 200 år gamle, dvs. etableret i perioden 1740-1830. Den begrænsede regeneration af mange af de 17 arter af træer, der er registreret i skoven, betyder, at avnbøg i højere grad kommer til at dominere artssamfundet, fordi det er den tilstedeværende art, som bedst tolerer dyrenes hårde bid (Kuijper m.fl. 2010). Den varierede træartssammensætning i kronedækket, som skoven indeholder trods manglende regeneration, mener man skyldes tidlige variationer i græsningstrykket, hvor perioder med manglende eller meget lavt græsningstryk har givet mulighed for regeneration af træarter som eksempelvis eg, spidsløn og småbladet lind, der ellers holdes nede af dyrene (Churski m.fl. 2017).

Tilgroningshastigheden på lysåbne arealer varierer med afstanden til frøkilder, arten af græsningsdyr samt jordbundsforhold. Kvæg æder fx kimplanter og små spirer som en integreret del af bundvegetationen, og de er således oftest udsat for samme græsningstryk som den omgivende vegetation (Hester m.fl. 2000). Tilgroning sker typisk i to faser. I første fase sker der en etablering af arter med en sprednings- og overlevelsesstrategi, der er tilpasset græsning som fx brombær, rose, hvidtjørn, enebær og skovæble (Vera 2000, Harmer m.fl. 2010). Vindspredte arter som birk kan også etablere sig som pionerer på lysåbne arealer med lavt vegetationsdække. I anden fase vil tilgroning med klimakstræer, der som bøg og eg kan spire i skygge/halvskygge, typisk etablere sig i ly af de stikkende buske, som de gradvis efterfølgende vil bortskygge (Vera 2000; Salek m.fl. 2019). Langtidsoverlevelsen af spirer er normalt ringe under de første etableringsfaser, men øges med stigende individtæthed og frøregn.

Store planteædende dyrs præferencer for vedplanter afhænger i høj grad af sæson og dyreart, men dyrenes tilpasning og den tilstedeværende vegetationssammensætning har også betydning for, hvor hårdt der bides på vedplanter, og hvilke arter der foretrakkes (Gill 2006, Fløjgaard m.fl. 2016). Pil, alm. røn, bævreasp, ask, benved og eg er blandt de mest foretrukne arter, men stort set alle løvtræer bides. Løv fra løvfældende vedplanter ædes, mens løvet er friskt og grønt, mens kviste og bark især ædes i vinterhalvåret (Ziele m.fl. 2017, Cromsigt m.fl. 2018). Hindbær og arter af eg, birk, løn, pil, rose (alm. røn m.fl.) og gran, med størst forekomst af hindbær og eg, indgik i fødevalget i perioden juni-august hos bison på Bornholm (Hartvig m.fl. 2020).

Fritstående træer er særligt udsat for bid, mens bidpåvirkningen aftager med stigende tæthed af træer (Buttenschön 2008, Gill 2006). Dyrene foretrækker generelt at æde det friske løv fra de øverste skud af unge buske og træer, hvor næringsindholdet er højest (Gill 2006). Tab af de højtsiddende blade og skud giver større skader end bid på lavere siddende dele af planten og vil typisk reducere højdevækstraten. Gentagne bid kan holde træet inden for dyrenes rækkevidde en årrække, således som det fx ses i Tofte Skov, hvor Møller (2009) anslår, at bøg kan være 20 til 25 år om at vokse over bidhøjde. Ung træopvækst er generelt mere sårbar over for bidpåvirkning end ældre træer, og græsning kan få træerne til at gå til (Van Hees m.fl. 1996). Barkskrælning kan ligeledes føre til, at sårbare træarter går til. Alle græsningsdyr kan finde på at afbarkede vedplanter, men bison, elg og hjortevildt har større tilbøjelighed til det end heste og kvæg. Afbarkningen foregår mest i vintermånederne, men kan forekomme året rundt (Cromsigt m.fl. 2018, Gill 2006). På Bornholm indgår bark af mange forskellige træer i fødevalget hos bison. Her er det især de dominerende arter, eg med en stammediameter på <15 cm samt rødgran med en stammediameter >15 cm, der barkskrælles, mens bøg kun afbarkes i ringe grad (Brender m.fl. in prep.). Barkskrælning bidrager sammen med fejning, afbrækning af grene mv. til dannelsen af mikrohabitater og dødt ved.

Flere arter af træer har evne til kompensatorisk vækst, hvilket vil sige, at en vis mængde bid kan stimulere træernes vækst og dermed tilgroningsraten. I et forsøg med simulerede krondyrbid fandt Hester m.fl. (2004), at små træer af vorte-birk og almindelig røn, der har været udsat for simuleret bid enten om vinteren eller foråret, vokser signifikant mere i højden den efterfølgende sommer sammenlignet med ikke-bidte træer. Tidspunktet for bid kan dog være afgørende for vækstraten i de enkelte skud bl.a. hos birk, hvor bidpåvirkning om vinteren øger væksten, mens bid om sommeren fører til reduceret skududvikling (Danell m.fl. 1994).

Det er et spørgsmål, om græsning med heste og kvæg kan skabe en dynamisk udvikling mellem skovudvikling og skovsammenbrud, eller om græsning resulterer i en fremadskridende tilgroning, hvor lysåbne habitater forsvinder. Kvæg og heste er udprægede græsædende dyr. De bider kun i begrænset omfang på vedplanter, for hestenes vedkommende med stor variation i, hvor meget de fouragerer på vedplanter (Lamoot m.fl. 2004, Kuiters m.fl. 2005, Cromsigt m.fl. 2018). Henning m.fl. (2017a) konkluderer, at der bør ske en indledende rydning, hvis der er en høj dækning af vedplanter under spredning ved etablering af græsning.

Hagstrup m.fl. (2019) fandt ved en DNA analyse af ekskrementer fra Exmoorponyerne på Molslaboratoriets areal, at vedplanter udgjorde op til godt 1/3 af hestenes føde i vintermånederne med hedelyng, stilke og skovfyr som de hyppigst forekommende arter. Hagstrup m.fl. (2019) konkluderer, at Exmoorponyer nok ikke er det rette valg, hvis målet med græsning er rydning af skovpartier på grund af deres begrænsede bid på vedplanter. Der er enkelte forsøg med anvendelse af intermediære dyr, der i højere grad fouragerer på vedplanter end heste og kvæg til bekæmpelse af opvækst. Tschöpe m.fl. (2011) anvendte dådyr, krondyr og mufloner med et græsningsstryk fra 42 kg/ha ved forsøgsstart til 84 kg/ha i et 160 ha stort vildtreservat på sandet næringsfattig bund i forsøg med bekæmpelse af opvækst af skovfyr, hvor der kun blev registreret en effekt på pionerdelen af skovfyrbevoksningerne. I undersøgelse af krondyrs fødevalg i Klelund Dyrehave konkluderer Fløjgaard m.fl. (2016), at ophør af tilskudsfodring formentlig vil betyde en ændring af dyrenes fødepræferencer med mere bid på hedelyng og andre vedplanter. I

Tofte Skov ophører tilskuds fodring, samtidig med at den nuværende græsning med krondyr og vildsvin suppleres med bison for at få en større græsningseffekt på vådbundsarealer domineret af blåtop og rørhvene (Buttenschøn & Gottlieb 2017). Schultze m.fl. (2018) konkluderer ud fra simulering af fremtidig vedligeholdelse gennem samgræsning med bison, krondyr, dådyr, rådyr og przewalskiheste af landskab med semi-åbne naturtyper, at de nuværende åbne arealer vil bestå, og at der vil ske åbninger i ege- og bøgebevoksninger.

4.2.9 Konklusion

Ved helårsgræsning betyder det lave græsningstryk i vækstsæsonen, at der ikke ædes så meget af planterne i den periode, hvor de er mest sårbare over for græsningen. Mange planter bevarer en større del af deres bladmasse, og deres fotosyntese og mulighed for opsamling af næringsstoffer reduceres derved mindre end ved en intensiv sommergræsning, og de får mulighed for at blomstre og sætte frø (Davidson 2020).

Dyrenes selektive græsning betyder, at der udvikles en heterogen plantestruktur med en mosaik af arealer med forskellige græsningsintensiteter og forskellige niveauer af vegetationshøjde og artssammensætning af plantesamfund, hvilket samlet giver en høj plantediversitet (Mouissie m.fl. 2008, Marion m.fl. 2010).

Dyrene supplerer hinanden som vektorer for frøspredning, og samgræsning med forskellige arter af dyr vil derfor betyde, at der sker en spredning af flere arter af frø (Cosyns m.fl. 2005, Jaroszewicz m.fl. 2013). Ved helårsgræsning spredes der generelt flere frø, herunder frø, der primært ædes om vinteren (Stroh m.fl. 2011). Dyrespredning muliggør spredning af frø over lange afstande og øger frøets chance for at ende på et egnet sted med passende lys og næringsstoffer.

Spidsplettet libel raster i skovlysning langs Gudenåen.
Foto: Kevin K. Clausen



Effekten af græsning afhænger i høj grad af græsningstryk, sammensætningen af græsningsdyr, jordbundsforhold, klimaforhold og driftshistorie. I forhold til fortidens naturlige græsning med en stor diversitet af store planteædere er nutidens udbud af græsningsdyr begrænset til relativt få arter af vilde planteædere samt husdyr. Naturarealerne er fragmenterede og præget af eutrofiering og dræning, og langt de fleste skove er unge, ensartede i sammensætning og struktur og uden lang skovkontinuitet. Dette udgør begrænsninger, der betyder, at det kan tage lang tid at få etableret en balance mellem græsningspåvirkning og vegetationsudvikling samt eventuelt kræve supplerende indgreb som f.eks. rydning af træopvækst eller afbrænding for at få frisk græsvegetation (Bokdam & Gleichman 2000, Gilhaus m.fl. 2015, Henning m.fl. 2017a, 2017b).

4.3 Insekter

David Bille Byriel¹ og Beate Strandberg²

¹Københavns Universitet, Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning og ²Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

Der findes ca. 18.000 insektarter i Danmark (Skipper 2017), og det er dermed den mest artsrige organismegruppe. Alene derfor er det relevant at kende effekten af rewilding og andre plejetiltag på insekter. Det er desuden dokumenteret, at fravær af græsning medfører tilgroning (Fredshavn m.fl. 2019), og store planteædere kan derfor være med til at bevare de levesteder, insekterne er afhængige af, men samtidig kan de påvirke insektfaunaen via utilsigtet prædation og forstyrrelser, reduktion i tilgængeligheden af føderessourcer for herbivore arter samt via påvirkningen af struktur og sammensætning af vegetationen (van Klink m.fl. 2015, van Noordwijk m.fl. 2012). Endelig er arter med en begrænset mobilitet mere sårbare end mobile arter (van Noordwijk m.fl. 2012). I modsætning til mange plantearter, som er repræsenteret i frøbanken eller har vegetative stadier, har insekter ingen længerevarende hvilestadier, hvilket gør nogle grupper særligt sårbare over for forstyrrelser.

Mange insektarter tilknyttet skove og krat er gået tilbage eller lokalt uddøde som følge af fravær af ekstensiv græsning, tilgroning og/eller tilplantning af skovlysninger (Flensted m. fl. 2016, Nilsson m.fl. 2008, Fritzbøger 2005, Wesenberg-Lund 1929, 1939). Forandringerne startede med fredskovsforordningen af 1805, hvor græssende dyr blev udelukket fra de danske skove. En af de organismegrupper, der i høj grad har haft negative konsekvenser for er dagsommerfugle, hvor en lang række arter tilknyttet skovlysninger og lysåben græsset skov (poppelsommerfugl, terningsommerfugl, mnemosyne, herorandøje, perlemorrandøje, slåensommerfugl, skovhvidvinge, enghvidvinge og egesommerfugle) i dag er lokalt uddøde (Helsing 2019).

Insekter dækker en stor variation i levevis. De kan være planteædere, hvilket inkluderer bestøvende insekter, svampeædere, rovdyr, parasitter eller parasitoider, nedbrydere af dødt organisk materiale eller omnivorer, dvs. leve af både planter og dyr. Insekter spiller således en varieret og vigtig rolle i biologiske systemer.

Et insekthabitat eller levested er et område, hvor alle de nødvendige ressourcer for at gennemføre en fuld livscyklus er tilgængelige, og hvor artens krav til de fysiske og/eller mikro-klimatiske forhold er opfyldt. Man benytter betegnelsen ressource-habitat om et sådant område (Turlure m.fl. 2019, van

Dyck 2012). Generelt kan insekters livscyklus beskrives som forløbet, fra hvilket de voksne hunner lægger æg i eller ved den ressource, som de juvenile stadier skal bruge i deres udvikling, frem til, at de selv som voksne reproducerer sig. Som beskrevet ovenfor benytter insekter mange forskellige fødeemner afhængig af, hvilken funktionel gruppe de tilhører, og for hver gruppe kendes et hav af tilpasninger fra specialister til generalister, eksempelvis lever fødespecialister af et enkelt fødeemne, mens generalister kan udnytte en række forskellige fødeemner. Insekters specialisering gælder ikke kun fødeemner, den skal også ses i forhold til det fysiske eller mikro-klimatiske habitat.

Baseret på de seneste rødlistevurderinger (Moeslund m.fl. 2019) har Kjær m.fl. (2020) fundet, at følgende føderessourcer er vigtige for de truede arter af insekter: i) egnede værtsplanter, ii) blomster (pollen og nektar), iii) dødt ved, gerne svampeinficeret, iv) andet dødt organisk materiale, fx blade, v) ådsler og vi) møg (ekskrementer). De truede arter findes i mange forskellige habitater, og følgende terrestriske habitater anses alle for vigtige: gammel skov med høj diversitet og træer i forskellige aldre og nedbrydningsgrad, skovkanter, skovlysninger, moser, enge, overdrev, hede, højmose samt tørre, solrige og næringsfattige habitater med åben vegetation (Kjær m.fl. 2020).

Som dokumenteret og diskuteret af Turlure m.fl. (2019) er en ressourcebaseret tilgang mere egnet i forhold til vurderingen af forvaltningstiltag end den traditionelle vegetationsbaserede tilgang. Ved vurderingen af effekter af rewilding på insekter vil vi derfor benytte en ressourcebaseret tilgang.

4.3.1 Studier af effekter på insekter

van Klink m.fl. (2018) har i et review samlet al tilgængelig litteratur fra Europa, der undersøger effekten af rewilding med store planteædere på insekter. Studiet finder, at der foreligger et begrænset antal evidensbaserede undersøgelser, samt at der mangler systematisk monitoring. Ligeledes er der stor variation i eksisterende studier, som spænder bredt i forhold til økosystem, forsøgsdesign og implementering af tiltag, hvilket gør det svært at drage nogen endelig konklusion om effekten af rewilding for insekter på nuværende tidspunkt. Dog påpeger van Klink m.fl. (2018), at der på tværs af studierne ser ud til at være en negativ effekt på artsrigdommen af insekter, når biomassen af planteædere overstiger bæreevnen med en faktor halvanden, hvilket harmonerer med resultater fra andre studier (Foster m.fl. 2014, Takagi & Myuashita 2014, van Klink m.fl. 2015a) og tilskrives manglen på prædatorer. van Klink m.fl. (2015a) finder dog, at store planteædere kan øge leddyrdiversiteten, hvis heterogeniteten øges i et omfang, der kompenserer for tabet af ressourcer og den øgede dødelighed.

Introduktionen af store planteædere i selv bærende økosystemer kan påvirke insekter gennem en lang række ændringer i abiotiske og biotiske forhold, som relaterer til dyrenes fødeindtag og/eller adfærd (van Klink m.fl. 2015a, van Klink m.fl. 2018). Man skelner ofte mellem direkte og indirekte effekter, hvor store planteædere kan påvirke insektfaunaen. Af direkte effekter kan nævnes ekskrementer, ådsler, parasitter, tramp eller indtagelse af insekter, hvorimod indirekte effekter medieres gennem ændringer i vegetation og jordbundsforhold eller gennem ændringer i vandforhold forårsaget af eksempelvis bævere. Da effekter og deres betydning for insekter er relativt godt belyst i forhold til græsning i klassisk naturforvaltningssammenhæng (herunder sæsongræsning med forskellige dyr), vil vi i følgende afsnit redegøre for, hvordan forskellige rewildingtiltag kan påvirke disse effekter.

4.3.2 Ekskrementer

Dyrelort udgør et vigtigt habitat for en lang række familier af biller og fluer, og ca. 450 danske arter anses for at være tilknyttet dette næringsrige substrat i løbet af deres livscyklus (Kjær m.fl. 2020). I løbet af det seneste århundrede er der sket en markant tilbagegang i artsrigdommen af flere insektgrupper, hvilket bl.a. skyldes, at husdyr er blevet sjældnere i landskabet som følge af ændringer i landbruget. Derudover er der sket en generel forringelse i kvaliteten af afgræssede naturtyper samt ændringer i græsningspraksis, hvilket bl.a. betyder, at græssende dyr bliver sat for sent ud i forhold til fænologien hos nogle af møgbillerne (Kjær m.fl. 2020). Endvidere er der fundet en negativ sammenhæng mellem brugen af kommercielle anti-parasitmidler og diversiteten og mængden af forskellige insekter i dyrelort, hvilket også resulterer i en forringet nedbrydning og dermed en påvirkning af jordbundsforholdene (Blanckenhorn m.fl. 2013, Verdú m.fl. 2018).

Der er ingen tvivl om, at rewildingtiltag med store planteædere vil gavne insekter, der er tilknyttet møg, gennem en stabil tilførsel af lort over hele året, især i områder uden en stor vildtbestand.

4.3.3 Ådsler

Ådsler er en vigtig kilde til næring for mange insektgrupper, der tæller flere arter af bl.a. ådselbiller, rovbiller, spyfluer og kødfluer, og ådsler bidrager således til biodiversiteten. van Klink m.fl. (2020) har undersøgt direkte og indirekte effekter af kronhorteådsler på diversiteten af insekter ved Oostvaardersplassen i Holland. Foruden at bidrage til diversiteten samt livsgrundlaget for en række ådselarter påvirker ådsler også vegetationsstruktur og -sammensætning gennem frigivelse af næringsstoffer til jorden. Efter en komplet nedbrydning af ådslerne var plantebiomassen steget fem gange, og næringsindholdet i planterne var ligeledes øget sammenlignet med kontrolfelter. Dette manifesterede sig yderligere i fødekæden ved en markant stigning i antallet af planteædende insekter samt deres tilknyttede prædatorer.

Ud over at bidrage til biodiversiteten bidrager ådsler til habitatheterogenitet samt en forøgelse af trofiske interaktioner som følge af ændringer i jordbundsforhold og plantebiomasse.

Stor gødningsrovflue er nært knyttet til ekskrementer hvori æggene lægges og larverne lever. Foto: Kevin K. Clausen



4.3.4 Bar jord

Store planteædere kan skabe forstyrrelser i jordbunden og vegetationen med deres færden. Afhængig af habitat og jordbundsforhold kan dette føre til kompaktion af de øvre jordlag samt slid på vegetationen og dermed eksponering af bar jord. Der er relativt få studier, der har undersøgt betydningen af tramp for insekter i forbindelse med rewilding og sæsongræsning. Ifølge van Klink m.fl. (2015a) er der overvejende negative effekter ved tramp på insektdiversitet, men årsagssammenhængen er dårligt belyst. Desuden er der stor forskel mht. de fysiske påvirkninger, som store planteæderes tramp har på hhv. ler- og sandjord, hvor ændringer i kompaktion, jordvand, makrofauna og N-mineralisering er mest udtalte i lerjorde (Schrama m.fl. 2013, van Klink m.fl. 2015b). Studier fra kystklitter i Danmark viser dog, at tramp fra mennesker kan have en positiv indflydelse på artsrigdommen af planter og jordbundslevende insekter (Brunbjerg m.fl. 2015). Dette understøttes ligeledes af et studie fra Belgien, der dog foruden positive effekter af mennesketråd finder en negativ sammenhæng mellem intensiteten af tramp fra kvæg og diversiteten af fem specialiserede kystklit-insektarter (Bonte & Maes 2008).

Foruden tramp kan hanner af bl.a. krondyr, kvæg og bison udøve betydelige fysiske forandringer i jordbundsforhold og plantedække i form af såkaldte sølehuller, der etableres under brunsten. Et studie af amerikansk bison (*Bison bison*) på græsdomineret prærie i USA har undersøgt sølehullers betydning for insekter. Aktive sølehuller påvirkede artsrigdommen og antallet af insekter negativt, hvorimod forladte sølehuller var særdeles arts- og individrige efter blot nogle få år sammenlignet med kontrolfelter (Nickell m.fl. 2018). Tilstedeværelsen af hanner af krondyr, kvæg, bison og evt. begge køn af vildsvin kan være med til at skabe variation i levesteder som følge af sølehuller og anden fysisk påvirkning af jordbunden.

Det er som udgangspunkt svært at fastslå, hvordan rewildingtiltag og de fysiske effekter af dyrs tramp vil påvirke insektfaunaen i et område, da dette vil afhænge af jordbundsforhold, græsningstryk og dyretype. Det er sandsynligt, at en høj densitet af store planteædere vil påvirke nogle insektgrupper såsom jordboende bier, edderkopper og en række jordbundslevende insekter negativt (Dennis m.fl. 1998, Petersen m.fl. 2004), hvorimod en lavere densitet kan skabe variation i jordbundsforhold og plantedække og dermed gavne insektdiversiteten overordnet set (beta-diversitet).

4.3.5 Vegetation

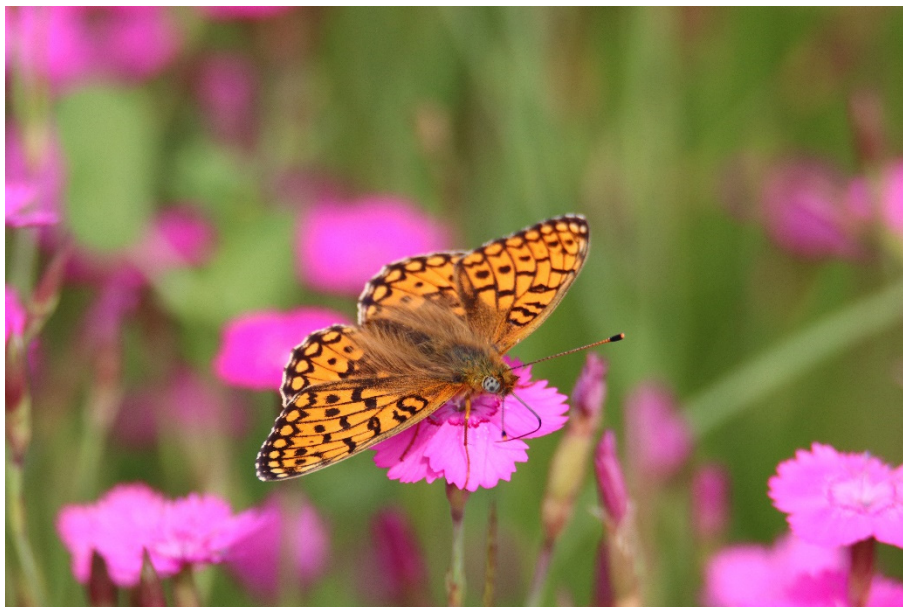
Planter danner fødegrundlag for herbivore insekter, herunder også insekter, der lever af pollen og nektar og traditionelt betegnes som bestøvende insekter. En væsentlig forudsætning for bestøvende insekter er imidlertid, at planterne har blomster, hvorfor effekten af græsning på tilstedeværelsen af blomster er af afgørende betydning for sidstnævnte gruppe. Blandt både herbivore og bestøvende insekter ses et kontinuum fra højt specialiserede arter til generalister, og især specialister, der ikke kan skifte habitat eller fødeemne, kan påvirkes negativt via ændringer i plantesammensætningen og forekomsten af blomster (Evans 2013).

Store planteædere påvirker indirekte insekterne via ændringer i vegetationens diversitet, sammensætning, struktur og tilstedeværelsen af blomster (Davidson m.fl. 2020, Kruess & Tschardt 2002). Flere studier har dokumenteret, at stor heterogenitet i vegetationen er vigtig i forhold til insektfaunaen, og at plantehøjde sammen med plantediversitet er vigtige faktorer, som i høj

grad bidrager til insektdiversitet (Kreuss & Tschardt 2002, Sjödin m.fl. 2008, van Klink m.fl. 2015, van Noordwijk m.fl. 2012, Brunbjerg m.fl. 2018). Plante-højde er dog ikke nødvendigvis en god indikator for tilstedeværelsen af egne blomster for blomsterbesøgende insekter som fx bier, sommerfugle og svirrefluer. Kun tætheden af sommerfuglelarver er korreleret med plantedækket, mens tætheden og artsrigdommen af humlebier og sommerfugle bestemmes af tætheden af blomster og tilgængeligheden af nektarressourcer (Davidson m.fl. 2020, Potts m.fl. 2009).

Det er veldokumenteret, at ophør af græsning medfører tilgroning (Fredshavn m.fl. 2019), hvilket ofte leder til forringelse af områderne som levested for insekter, dels pga. reduceret blomstring, dels fordi jorden dækkes af et tykt førnelag, der gør området uegnet som levested for mange insekter. Klassisk naturforvaltning i form af slåning eller intensiv sæsongræsning fører typisk til hhv. dominans af få plantearter, der er tolerante over for slåning, typisk græsser, eller til overgræsning, der reducerer artsdiversitet, såvel som blomstring med deraf følgende negative effekter på insekter. Foreløbige data fra græsningeksperimenterne på Molslaboratoriet tyder på, at helårsgræsning kan medføre en øget plantediversitet og blomstring sammenlignet med arealer, der slås eller er intensivt sommergræssede.

Klitperlemorsommerfuglens larver lever på soleksponerede stedmoderblomster og hundevioler. Foto: Kevin K. Clausen



4.3.6 Dødt ved

Insekter, der er afhængige af dødt ved i løbet af deres livscyklus, kaldes saproxylliske insekter. De udgør næsten 4.000 arter i de nordiske lande, og en overvejende andel tilhører biller og tovinger (Stokland m.fl. 2012). Der er flere ting, der gør sig gældende ift. det døde veds egnethed som insekthabitat, herunder træart, størrelse (diameter og volumen), nedbrydningsgrad, temperatur, fugtighed og konnektivitet (rumlig fordeling) (Dahlberg & Stokland 2004, Stokland m.fl. 2012). Foruden disse faktorer kan strukturmæssige forhold som hulheder, krogede træer, rodeksponerede træer og andre former for variation også have en indflydelse på insektfaunaen i helt eller delvist døde træer.

Rewildingtiltag med store planteædere kan i høj eller mindre grad hæmme tilgroningen med træer og buske, bl.a. fordi små kimplanter kan indtages sammen med græs og urter, eller fordi kviste, bark og blade kan udgøre en fast bestanddel af føden (Cromsigt m.fl. 2018). Hermed kan store græssende

dyr formentlig i et vist omfang holde opvæksten omkring veterantræer nede, således at de ikke bliver udskygget. Der er generelt forskel på i hvilket omfang forskellige dyrearter bider på træer og buske (Cromsigt m.fl. 2018), men også stor forskel på hvilke træer der foretrakkes samt deres indbyrdes tolerance over for bid. Undersøgelser fra Bialowieza-skoven i Polen har således vist, at selv en relativ lav græsningsintensitet (ca. 35 kg dyr ha⁻¹) kan påvirke diversiteten af træer og buske, hvor kun få arter når over bidhøjde (Churski m.fl. 2017; Hedwall m.fl. 2018; Kuijper m.fl. 2010).

Der foreligger stort set ingen dokumentation på, i hvilket omfang tilstedeværelsen af store planteædere påvirker mængden og kvaliteten af dødt ved. Men især afbarkning af træer vil kunne skabe dødt ved, mens dyrenes færdsel og øvrige fysiske påvirkning kan være medvirkende til at accelerere nedbrydningen af dødt ved (Öllerer m.fl. 2019). I princippet kan alle store planteædere afbarkne træer, men bison, krondyr, elge og dådyr gør det i langt højere grad end fx kvæg og heste (Buttenschön & Gottlieb 2019; Cromsigt m.fl. 2018). Hvis barken fjernes fra hele træets omkreds, vil floemtransporten afbrydes, og det vil normalt være uundgåeligt, at træet dør. Det er dog imidlertid normalt, at kun en del af barken fjernes, og træerne overlever derfor normalt også afbarkningen og fortsætter med at vokse. Både træets størrelse og art påvirker sandsynligheden for afbarkning. Således afbarkes bisonerne på Bornholm hovedsageligt birk og bøg med en stammediameter <10 cm og eg <15 cm, mens rødgran med en stammediameter på omkring 20 cm foretrakkes, og stort set alle individer af alm. røn, uanset størrelse, afbarkes (Gottlieb m.fl. upubliceret).

4.3.7 Hydrologi/Vand

Bævere (*Castor* spp.) er sammen med store planteædere såkaldte økosystemingeniører, der former det miljø, de lever i. Bævere bygger dæmninger og fælder træer og skaber dermed en masse forstyrrelser og fysiske ændringer, som kan påvirke insektfaunaen i og omkring et vandløb. På landskabsskala øges diversiteten af akvatiske insekter som følge af de strømforhold, der opstår i forbindelse med dæmninger og redebygning, og ligeledes vil bæverkanaler og hurtigt strømmende vand tilbyde unikke habitater for en række specialiserede arter (Stringer m.fl. 2015). Dog kan en høj tæthed af dæmninger påvirke insekter tilpasset strømmende vand negativt. Terrestriske insekter påvirkes positivt gennem en forøget mængde dødt ved samt periodiske oversvømmelser langs bredzonen (Stringer m.fl. 2015). Det øgede antal insekter grundet bævernes aktivitet, afspejles yderligere på højere trofiske niveauer i form af en øget forekomst af bl.a. flagermus og fugle (Nummi m.fl. 2011, Stringer m.fl. 2015).

4.4 Fugle

Kevin Kuhlmann Clausen
Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

Effekter af rewilding på fugle har hidtil ikke været undersøgt videnskabeligt, og en vurdering af ændringer i antallet og diversiteten af fugle som følge af rewildingprojekter, der forsøger at genskabe naturlige processer i forskellige økosystemer, bygger derfor foreløbig på et relativt spinkelt grundlag. Dette hænger formentlig sammen med, at rewilding er en relativ ny forvaltningsdisciplin, hvorfor der findes meget få praktiske erfaringer og effektovervågningsprogrammer, som er relevante i en rewildingkontekst. Af samme årsag

er det for nuværende ikke muligt at drage tydelige konklusioner om effekten af rewilding på forskellige grupper af fugle, men udelukkende udstikke forventede påvirkninger baseret på den tilgængelige litteratur omkring effekter af store dyr i landbrugsdriften eller den mere traditionelle naturplejeindsats. For så vidt angår græsning, betyder det, at tætheden af dyr i de refererede studier i mange tilfælde er højere end i rewildingprojekter, og at græsnings-effekten i nogle tilfælde er begrænset til sommerhalvåret. Denne forskel i antal og timing af græssende dyr og de deraf følgende forskelle i græsningsdynamik kan være ganske betydelige. Sådanne studier bruges i det efterfølgende med forsigtighed, da de næppe afspejler det reelle billede af rewildingeffekter på fuglene. Omvendt er de i mange tilfælde det eneste, der her og nu er tilgængeligt. Som konsekvens heraf bør de forventede effekter beskrevet i dette afsnit alene tolkes som kvalificerede bud og ikke som videnskabeligt underbyggede konklusioner. Kombinationen af fuglenes mobilitet og krav til levesteder gør dem imidlertid til en oplagt gruppe for overvågning af mange økosystemers tilstand, og fremtidige monitoringsprotokoller i forbindelse med rewilding kunne med fordel i højere grad inkludere fuglene som indikatorer for ændrede økologiske processer.

Ændrede yngle- og fødesøgningsmuligheder som følge af ændringer i vegetationsstruktur og –sammensætning anses ofte som nøglemekanismer for fuglearters respons på ændrede økologiske processer. Her må det forventes, at særligt græsning, forstyrrelse og (for bævers vedkommende) hydrologi er vigtige i en rewildingkontekst, hvorfor disse er hovedfokus i afsnittene nedenfor. Derudover har interaktionseffekter, enten direkte mellem græssende dyr og fugle eller indirekte gennem en effekt på prædatorer, vist sig også at kunne være et vigtigt element. Som følge heraf er de forventede effekter af rewilding på fugle nedenfor inddelt i hhv. habitatændringer, føderessourcer og interaktionseffekter, og undervejs er der givet nogle konkrete eksempler for udvalgte habitater og artsgrupper.

4.4.1 Habitatændringer (vegetationsstruktur og sammensætning)

Overordnet set vil genetablering af en naturlig græsnings- og forstyrrelsesdynamik medføre en øget heterogenitet i vegetationsstruktur og naturlige processer, som i mange studier er blevet koblet til en positiv effekt på diversiteten af fugle (Vickery m.fl. 1999, Isacch & Cardoni 2011, Hovick m.fl. 2014). Som udgangspunkt vil rewilding kunne skabe mere heterogene og varierende naturområder i både skovene og det åbne land, og den resulterende mosaik bør i mange tilfælde tilgodese et større antal arter end de nuværende ofte mere homogene landskaber. Den forventede udviskning af de eksisterende hårdt optrukne linjer mellem forskellige habitater, der ofte ses i landskaber domineret af konventionel landbrugs- og skovdrift, kan gennem overgangszoner bidrage yderligere til denne effekt.

Fuglene udgør en meget divers artsgruppe tilpasset hele det økologiske spektrum, og den enkelte art har ofte meget specifikke krav til et levested. Selv om rewilding overordnet set må forventes at have en positiv effekt på habitatheterogenitet og dermed diversiteten af levesteder, vil de ændrede økologiske processer forventeligt påvirke forekomsten af levestedernes nuværende udbredelse, og der vil derfor opstå både vindere og tabere sammenlignet med den nuværende situation (se nedenfor).

Effekterne af rewilding på forskellige fuglearters levesteder er som tidligere omtalt ikke videnskabeligt undersøgt, og ligeledes findes der kun få eksempler på overvågning af fuglefaunaen før og efter etablering af rewildingprojekter. Eksemplerne herunder på strukturelle ændringer i bredt definerede fuglehabitater er derfor et forsøg på at vurdere de ændrede processers betydning baseret på studier af mindre naturlige græsningseffekter i anden forvaltningssammenhæng. Af samme årsag diskuteres kun de forventede retninger (positiv eller negativ udvikling) for udvalgte grupper, men ingen kvantificering af disse responser, da konteksten ofte er meget forskellig fra en rewilding-situation. Til beskrivelsen af effekter af rewilding tages her udgangspunkt i en sammenligning med situationen, hvor naturlig græsningsdynamik er manglende, hvilket for nuværende er kendetegnende for mange naturområder, der enten kun afgræsses intensivt om sommeren eller slet ikke græsses. Det antages desuden, at rewilding består i genetableringen af naturlige tætheder af dyr med forskellig påvirkning på vegetationen, inkluderende både græssere (fx heste, kvæg og bison), arter, der fortrinsvist søger føde ved at æde blade og kviste (såkaldte browsere; fx rådyr og elg), og arter, der roder i jorden efter føden (vildsvin). Nogle fuglearter udviser stor forskel i habitatbrug i og uden for yngleperioden, hvorfor effekten af rewilding på de enkelte arter kan variere afhængig af årstiden. Herunder fokuseres på fuglenes levestedskrav i forbindelse med yngleperioden.

Lysåbne områder

I lysåbne habitater som enge, overdrev, klitter og heder vil naturlige græsningsprocesser overordnet set resultere i en lavere vegetation, flere områder med bar jord og et mere åbent/varmere mikroklima (Brunbjerg m.fl. 2014, Köhler m.fl. 2016). Positive effekter kan forventes for fugle, der søger føde på jorden og foretrækker en mere lysåben vegetation (Söderström m.fl. 2001, Ruf m.fl. 2010, Köhler m.fl. 2016, Doboszewski m.fl. 2017), mens fx antallet af levesteder for arter, der yngler i høj og tæt urtevegetation, kan forventes at falde (van Manen 2013, Doboszewski m.fl. 2017, Tabel 4.5, Figur 4.2).

Tilstedeværelsen af store dyr vil forventeligt gennem græsning og forstyrrelse gøre de lysåbne arealer strukturelt mere heterogene med en mosaik af kort vegetation, bare pletter, tornede buske, tuer etc., hvilket står i modsætning til den mere homogene struktur ved manglende græsning eller maskinel slåning. Den øgede heterogenitet vil overordnet set være positiv for diversiteten og kan på større geografisk skala være positiv for artssammensætningens stabilitet (Roth 1976, Hovick m.fl. 2015).

Enge og sumpe

For mange engfugle er et områdes egnethed som ynglehabitat stærkt betinget af forekomsten af overfladevand, lave vegetationshøjder og strukturel heterogenitet (Milsom m.fl. 2000, Tichit m.fl. 2005, Clausen & Kahlert 2010, Madsen m.fl. 2019). Flere af disse arter er rødlistede i Danmark, og habitatforringelser synes at være en væsentlig årsag hertil (Moeslund m.fl. 2019). Naturlige tætheder af græssende dyr kan forventes at have en positiv effekt på både vegetationshøjder og heterogenitet og kan således potentielt afføde positive effekter på et områdes egnethed som ynglehabitat for denne gruppe af fugle, der er i stærk tilbagegang (Clausen & Kahlert 2010, Clausen m.fl. 2013; Doboszewski m.fl. 2017). Den gavnlige effekt er betinget af, at de lave vegetationshøjder er sammenfaldende med engfuglenes ankomst og etableringsperiode i det tidlige forår, og for nogle arters vedkommende også betinget af den rette mosaik af tuer og lav vegetation (Thorup 1998; 2003). For engfuglene er det tvingende nødvendigt, at græsningstrykket på den ene side er højt nok til at forhindre

opvækst af vedplanter, som ellers hurtigt vil gøre området uegnet for denne gruppe af fugle, og på den anden side ikke så stort, at engene forbliver nedbidte gennem hele yngleperioden (Mandema m.fl. 2015). Ved naturlig græsningsdynamik vil vegetationen være lavest netop i det tidlige forår, mens græsningstrykket om sommeren vil være lavere end ved traditionel naturpleje, hvorfor timingen (hvis antallet af dyr ligger tæt på områdets bærekapacitet) må forventes at være god (Gordon & Illius 1989). Derved kan helårsgræsning udgøre et mere naturligt alternativ til den nuværende praksis med oftest højere græsningstryk i en begrænset periode (Clausen m.fl. 2013, Buttenschøn 2014). Dog kan områder med tidvis oversvømmelse måske udgøre et særligt problem (fx Bygholmengen i Vejlerne, se Nielsen & Clausen 2019), da græssende dyr en stor del af vinterhalvåret kan have begrænset adgang og derved begrænset effekt på vegetationshøjden. Græsning af tidvis våde arealer vil sandsynligvis påvirkes betydeligt af sammensætningen af store planteædere og rewilding med arter som vildokse, hest og elg må forventes at have en anden effekt end traditionel kvæggræsning.

Engryle på yngleplads. Foto: Kevin K. Clausen



Den mulige positive effekt på engfugle og andre arter, som foretrækker en lav vegetation, kan i nogen omfang ske på bekostning af arter, der er tilknyttet højere vegetation og rørsumpe i disse områder (Tabel 4.5). Forekomsten af rørskov og høje urtebevoksninger med forholdsvis letfordøjelig vegetation må således ventes at vige og derved indskrænke fødesøgnings-, raste- og ynglehabitater for de arter, der er tilknyttet disse biotoper. Ved søbredder, og andre steder nær åbent vand kan nedbidning af græs og urtevegetation potentielt reducere antallet af ynglesteder for flere andefugle, der ofte skjuler reden her (Kirsch 1969, Kruse & Bowen 1996). Omvendt kan græsning i bredzonen af lavvandede områder sikre en overgangszon med åbent vand mellem engen på den ene side og rørsumpen på den anden (det såkaldte ”blå bånd”), der kan udgøre et vigtigt fourageringsområde for mange arter (Tanner 1992). Erfaringer fra Oostvaardersplassen i Holland har vist, at selv om de tidlige effekter af rewilding på diversiteten og antallet af ynglefugle var overvejende positiv (Vulink & Van Eerden 1998, Wiersma 2010), så har det stadig voksende antal af dyr, begrænset til et relativt homogent vådområde, i de senere år ført til store ændringer i habitatsammensætning og -struktur med markante negative effekter til følge (van Manen 2013, Cornelissen 2017).

Skov og krat

Ved indførelse af naturlige græsnings- og forstyrrelsesprocesser i etableret skov er det forventeligt, at dyrene vil æde urter og opvækst af små træer og på den måde åbne underskoven op. Ligeledes kan barkskrælning og fejning af træer bidrage til dannelsen af lysninger. På sigt kan dyrenes fouragering og slid være medvirkende til at skabe en mere heterogen skov med skovlysninger, døde træer, barjordspletter og plads til mindre vedplanter som bl.a. tornede buske og krat (McEvoy m.fl. 2006, Seifan & Kadmon 2006, Buttenschøn & Gottlieb 2019). Fra Nordamerika, England og Australien findes eksempler på, at øget græsning fra hjortevildt og kvæg kan resultere i et fald i diversitet og antal af fugle, som foretrækker en tæt underskov (deCalesta 1994, Gill & Fuller 2007, Martin & McIntyre 2007, Holt m.fl. 2011), mens arter tilknyttet mere åben skov og lysninger kan have gavn af den øgede dynamik (Wotton & Gillings 2000, Fredshavn m.fl. 2016, Pedersen m.fl. 2018, Østergaard 2020, Tabel 4.5). For hulrugende fugle må forventes et øget antal af potentielle redetræer som resultat af planteædernes effekt på vedplanterne og deraf følgende træruiner og døde træer (Harestad & Keisker 1989).

Mange af vore kratfugle (fx arter i slægten *Sylvia*) er knyttet til mosaikker af tæt, kompakt vegetation, hvor de finder sikkerhed og placerer reden, og mere åbne arealer til fødesøgning. På den ene side er disse habitater betinget af en ikke al for hård græsning, og på den anden side vil krattene under manglende forstyrrelser udvikle sig til skov. Da krat oftest udgør et overgangshabitat mellem de åbne og lukkede naturtyper, kan let browsing være med til at sikre en vedvarende udbredelse af dette habitat (McEvoy m.fl. 2006, Tree 2018). Omvendt kan en intensiv græsning i homogene habitater potentielt føre til, at krattene helt forsvinder (Cornelissen 2017). Her kan artsammensætningen af vegetationen i krattene tænkes at spille en væsentlig rolle (Cooper & Owen-Smith 1986).

Havesangeren bygger oftest sin rede i tæt undervegetation. Foto: Kevin K. Clausen



Langs vandløb og søer i skovklædte områder kan bæveren spille en særlig rolle. Blandt de vigtigste effekter for fuglene kan nævnes en påvirkning af skovens struktur, tilstedeværelsen af småsøer i forbindelse med hævet vandstand omkring boet og tilgængeligheden af dødt ved. Flere studier af bæverens påvirkning af vådområder i skoven antyder en klar positiv effekt på fugle, det være

sig både kratfugle (Cooke & Zack 2008, Chandler m.fl. 2009), ænder og vade-fugle (Nummi 1992, Nummi & Holopainen 2014), fiskeørn (Windels 2017) og spættefugle (Grover & Baldassarre 1995, Pietrasz m.fl. 2019). Sidstnævnte må endvidere forventes at resultere i en deraf følgende positiv effekt på andre hul-rugende arter. Et studie af Aznar & Desrochers (2008) viser desuden, at nogle fuglearter først topper i årene efter, at bæverne forlader et område, hvorfor den positive effekt strækker sig over lang tid qua den øgede dynamik.

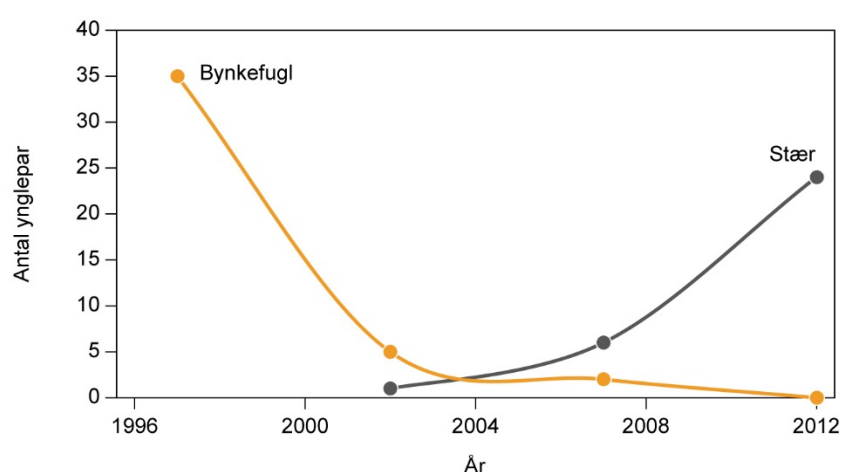
4.4.2 Vigtigheden af kontekst

Opfattelsen og forståelsen af de enkelte fuglearters foretrukne levesteder bygger naturligvis på viden om arternes nuværende udbredelse og habitatbrug. Disse afspejler i vidt omfang de levesteder, som er tilgængelige for fuglene i det nuværende kulturpåvirkede landskab. Mange af de arter, som i dag findes i menneskeskabte naturtyper eller på arealer betinget af menneskelig pleje, må historisk set have været afhængige af andre levesteder, og vores forståelse af deres krav til levesteder er i mange tilfælde farvet af den nuværende kulturbe-tingede kontekst. Etablering af områder med naturlig dynamik, herunder gen-skabelsen af naturlige processer uden menneskelig indgriben, kan således føre til overraskelser og uventede responser hos fuglene i begge retninger. Et godt eksempel herpå er sydlig nattergals (*Luscinia megarhynchos*) tilbagevenden til det rewilded område i Knepp, England, som afslørede, at det græsningspåvir-kede landskab, der opstod som følge af rewilding, med tætte, dybe hegn af tor-nede buske, kunne danne grundlag for en tættere bestand af arten end de om-råder, der hidtil var blevet opfattet som artens foretrukne levesteder (fx stæv-ningsskov, Tree 2018). Sydlig nattergal er på samme tid et ekstremt billede på betydningen af landskabelig kontekst og strukturelt udgangspunkt. Mens arten på Knepps arealer har draget stor fordel af øget græsningsdynamik i et varieret landskab med skov, buske og åbne områder, har den selv samme græsningspro-ces været årsag til artens forsvinden på Oostvaardersplassen i Holland, hvor den hævede havbunds homogene og letfordøjelige vegetation simpelthen blev spist op med det resultat, at artens levesteder forsvandt (van Manen 2013) – måske fordi landskabet her er ensformigt og næringsrigt og derfor fra naturens side et økosystem, som sandsynligvis vil være højt udnyttet af planteædere. Sydlig nattergals divergerende respons i Knepp og Oostvaardersplassen under-streger således vigtigheden af det strukturelle udgangspunkt for områder, hvor naturlige græsningsprocesser slippes fri. Ud over forskellene i landskabelig og strukturel kompleksitet kan forskelle i forvaltningspraksis, for så vidt angår be-standsregulering af de store planteædere, også have en medvirkende effekt på denne forskel og på fuglenes respons i det hele taget. Mens rewilding i fx Knepp og Klelund gør brug af proaktiv forvaltning, hvor dyrere tages ud løbende med henblik på fastholdelse af en bestemt bestandsstørrelse, er Molslaboratoriet og Oostvaardersplassen (i hvert fald oprindeligt) karakteriseret ved reaktiv for-valtning, hvor dyrene enten fjernes, når de falder for en nedre konditions-grænse (Molslaboratoriet), eller når man vurderer, at de er i så dårlig stand, at de ikke kan overleve (Oostvaardersplassen). På Oostvaardersplassen fik en del af dyrene desuden i en periode lov at dø af sig selv uden menneskelig indgri-ben. Ved reaktiv forvaltning vil græsningstrykket være mere dynamisk og der-for også til tider mere ekstremt. En population af store planteædere vil naturligt fluktuere omkring et områdes bærekapacitet og skiftevis skyde over / droppe under den gennemsnitlige bestandsstørrelse som en del af den naturlige dyna-mik. Der vil således i et rewildet område naturligt forekomme svingninger i græsningsintensitet og effekter heraf på fuglenes habitat, og amplituden på disse udsving vil først og fremmest være et produkt af den bestandsregule-rende praksis (proaktiv, reaktiv eller passiv).

Tabel 4.5. Eksempler på arter, hvor arealet af ynglehabitat muligvis fremmes hhv. indskrænkes ved naturlige græsningsprocesser, sammenlignet med den nuværende situation med ingen eller kun periodevis græsning i forskellige habitater. Tabellen bygger alene på en faglig vurdering af forventede effekter, foretaget på baggrund af studier af græsnings effekter på vegetationsstruktur og –sammensætning samt viden om fuglenes levestedskrav.

Habitat	Arter, hvis levesteder fremmes	Arter, hvis levesteder indskrænkes
Lysåbne områder	Stær (<i>Sturnus vulgaris</i>) Rødrygget tornskade (<i>Lanius collurio</i>) Stenpikker (<i>Oenanthe oenanthe</i>)	Engsnarre (<i>Crex crex</i>) Bynkefugl (<i>Saxicola rubetra</i>) Kærsanger (<i>Acrocephalus palustris</i>)
Enge og sumpe	Vibe (<i>Vanellus vanellus</i>) Strandskade (<i>Haematopus ostralegus</i>) Almindelig ryle (<i>Calidris alpina</i>)	Rørdrum (<i>Botaurus stellaris</i>) Rørspurv (<i>Emberiza schoeniclus</i>) Græshoppesanger (<i>Locustella naevia</i>)
Skov	Skovpiber (<i>Anthus trivialis</i>) Hedelærke (<i>Lullula arborea</i>) Natravn (<i>Caprimulgus europaeus</i>)	Gærdesmutte (<i>Troglodytes troglodytes</i>) Havesanger (<i>Sylvia borin</i>) Rødhals (<i>Erithacus rubecula</i>)

Figur 4.2. Udvikling i antallet af ynglepar for stær (*Sturnus vulgaris*) og bynkefugl (*Saxicola rubetra*) i perioden 1997-2012 på den ikke-vanddækkede del af Oostvaardersplassen i Holland (kilde: van Manen 2013).



4.4.3 Føderessourcer

Til en vurdering af rewildings forventede effekter på fuglenes føderessourcer skelnes her mellem fire overordnede grupper: insektædere, frø- og bærædere, planteædere og kødædere. De enkelte arter kan naturligvis i nogle tilfælde tilhøre flere af disse grupper, ligesom nogle arter vil falde helt uden for. Her er fokuseret på de artsgrupper, hvor rewilding forventeligt kan have en effekt på tilgængeligheden af føde.

Insektædere

Den øgede forekomst af ekskrementer og (i det omfang døde dyr ikke fjernes) ådsler ved en naturlig tæthed af store dyr vil have en positiv effekt på fødegrundlaget for insektædende fugle (Söderström m.fl. 2001, Prins & van Oeveren 2014). I og omkring ekskrementer og ådsler fra store planteædere findes ofte en høj koncentration af bl.a. biller og fluer, som for mange arter kan udgøre en betydelig fødekilde. Særligt arter, som er afhængige af store insekter, hvoraf mange er rødlistede som nationale ynglefugle, forventes at respondere positivt (fx. stor og rødrygget tornskade, hvid stork og kirkeugle), og derved tilgodeses en gruppe af fugle, som længe har været i kraftig tilbagegang. Tilstedeværelsen af dyr, ekskrementer og ådsler er alt sammen eftertragtede ressourcer for en lang række insekter, som derfor også vil have en forventet positiv effekt på fødetilgængeligheden for en række af spurvefugle, der er afhængige af disse (Moreno-Opo & Margalida 2013). En tilsvarende positiv ef-

fekt må forventes på fødetilgængeligheden for både voksne og unger af engfugle i mere våde habitater. Da rewilding oftest indbefatter, at de græssende dyr ikke behandles med ormekur og andre medikamenter, er insektfaunaen og biomassen væsentligt større i disse systemer end ved konventionel ekstensiv græsning. Helt generelt er mange insekter lys- og varmekrævende samt afhængige af blomstrende urter, hvorfor naturlige græsningsprocesser, som bidrager til en mere åben vegetation og mindre førne, må forventes at have en positiv effekt på disse i mange habitater. En øget forekomst af dødt ved i skovene kan desuden begunstige en række insektædende arter, som finder deres føde her. Eksempler på insektædende fugles positive respons på store planteædere er set på Knepp Estate for kirkeugle (*Athene noctua*) (Tree 2018, Macdonald 2019) og gøg (*Cuculus canorus*) (Donovan 2013). Etablering af dyrehaven i Klelund har haft en positiv effekt på forekomsten af natravn (*Caprimulgus europaeus*), vendehals (*Jynx torquilla*), hedelærke (*Lullula arborea*) og rødrygget tornskade (*Lanius collurio*), hvoraf flere er rødlistede som ynglefugle i Danmark, men her er det dog uvist, i hvilket omfang effekten skyldes skovning, græssende dyr eller en kombination af disse (Østergaard 2020).

Stæren er en af de insektædende arter som er stærkt knyttet til lav vegetation og store planteædere.
Foto: Kevin K. Clausen



Frø- og bærædere

Et enkelt studie af Donald m.fl. (1997) har fundet en negativ effekt af græsning på frøædende fugle. Denne kan potentielt kobles til øget konkurrence om den samme ressource (fx. olden i skoven for bogfinke, *Fringilla coelebs*) eller lavere frøsætning som følge af øget afgræsning på græsser, urter og buske (fx stillits, *Carduelis carduelis*). Genskabelsen af naturlig græsningsdynamik vil imidlertid have en positiv effekt på mængden og diversiteten af urter og bærbuske i landskabet, hvorfor indirekte effekter på fødetilgængeligheden for flere frøædende fugle kan ventes at være positiv. Det er således på nuværende tidspunkt ikke muligt at pege på en entydig retning for de bær- og frøædende arter. Det rewildede område Knepp Estate i England har afsløret en positiv effekt på den rødlistede turteldue (*Streptopelia turtur*), som ernærer sig hovedsageligt af frø og plantedele fra vilde urter (Browne & Aebischer 2005).

Planteædere

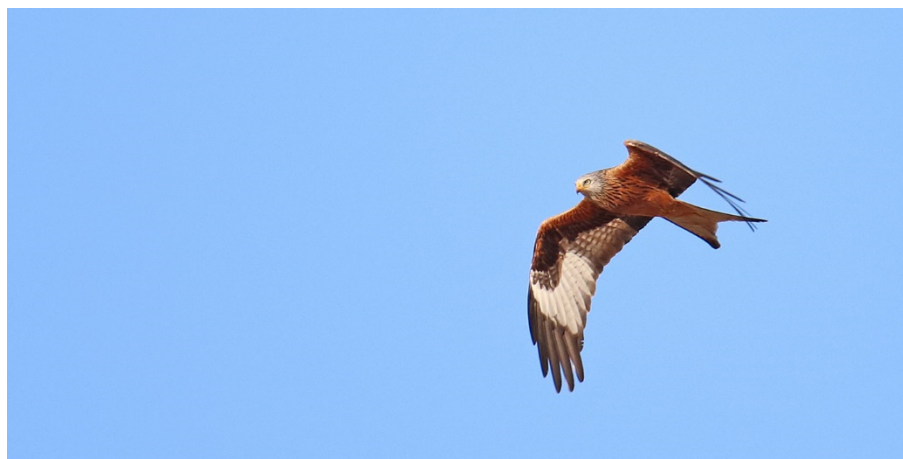
I en dansk kontekst fouragerer mange herbivore fugle i dag hovedsageligt på landbrugsafgrøder, høstspild og akvatiske planter (Fox & Abraham 2017, Clausen m.fl. 2017, Clausen m.fl. 2018). En genetablering af græsningsdynamik på naturarealer vil derfor sandsynligvis have en begrænset effekt på de

fleste af disse arter. Imidlertid udgør ferske og salte enge stadig et vigtigt fourageringshabitat for flere planteædende arter (fx pibeand *Anas penelope*, grågåås *Anser anser* og knortegås *Branta bernicla*), og her vil naturlige græsningsprocesser gennem vedligeholdelsen af kort vegetation sandsynligvis kunne have en positiv effekt på disse arealers værdi som føde for arter af især ænder og gæs (Clausen m.fl. 2017). Ved græsning i den hydro- og sublittorale zone sikres endvidere en bedre adgang til disse enge, hvis udnyttelse ellers ofte begrænses af rørsumpe mod vandsiden som virker afskrækkende for flere af de herbivore vandfuglearter.

Køddædere

Genetablering af naturlige tætheder af store planteædere vil, i det omfang døde dyr ikke fjernes fra økosystemerne, forventeligt have en positiv effekt på flere ådselædende fugle. De aktuelle dyretætheder i Danmark og den aktuelle lovgivning vedrørende ådsler i landskabet gør for nuværende denne ressource meget begrænset i mange terrestriske økosystemer. En øget tilgængelighed af ådsler vil i en dansk kontekst kunne have en direkte positiv effekt på fødetilgængeligheden for flere arter af delvist ådselædende fugle som rov-fugle og kragefugle (Newton m.fl. 1982, Watson m.fl. 1992, Selva m.fl. 2003; Blanco 2014).

Rød glente er en af de arter som ville nyde godt af ådsler i landskabet. Foto: Kevin K. Clausen



Flere studier har vist, at græsning i skov kan reducere antallet af smågnavere gennem fødekongurrence og mangel på skjul (Flowerdew & Ellwood 1989, Putman m.fl. 1989). Også her er græsningstrykket sandsynligvis af stor betydning, og et studie af Bush m.fl. (2012) indikerede således, at græsning med 0,4–1,6 hjorte pr. hektar havde negative konsekvenser for diversiteten og antallet af smågnavere, mens en tæthed på $< 0,17$ hjorte pr. hektar ikke havde nogen målbar effekt.² Disse tal tegner et billede af, at antallet og diversiteten af smågnavere i nogle skovområder må forventes at falde som resultat af en øget græsning – også under det græsningstryk, som er set i eksisterende rewilding-projekter (Fløjgaard m.fl. 2020, rapportens tabel 2.2). Fødegrundlaget for arter, som hovedsageligt fouragerer på mus (fx tårnfalk *Falco tinnunculus* og natugle *Strix aluco*), kan derfor forventes at blive mindre i rewildede skovområder. En lignende effekt må forventes i åbne naturområder med forøget

² Der præsenteres i dette studie ikke eksakte tal på antallet af de forskellige hjortearter (dådyr, rådyr og muntjak), men baseret på studiets referencer kan et forsigtigt gæt på den samlede biomasse af de tre hjortearter vurderes til ca. 60 kg / ha for den højeste tæthed (svarende til de 1,6 hjorte per ha) og ca. 6 kg / ha for den laveste (de 0,17 hjorte / ha).

græsning, da mange mus lever i førelaget, som ved rewilding reduceres betydeligt. Effekten på antal og diversitet af små gnavere er dog sandsynligvis afhængig af det landskabelige udgangspunkt, og Tree (2018) beskriver således en betydelig positiv effekt på gnaversamfundet som følge af rewilding på tidligere landbrugsjord.

Nyudfløjet tårnfalk, hvis føde i overvejende grad udgøres af mus. Foto: Kevin K. Clausen



4.4.4 Interaktionseffekter

En ofte beskrevet negativ effekt af græssende dyr er nedtrampning af æg og unger, særligt dokumenteret for jordrugende engfugle (fx Pakanen m.fl. 2011, Sharps m.fl. 2015, Clausen m.fl. 2016). Flere studier har dokumenteret, at risikoen for nedtrampning er proportional med tætheden af græssende dyr, men også at selv lave tætheder kan have en mærkbar effekt (Mandema m.fl. 2013, Sharps m.fl. 2017). Et enkelt studie af Mandema m.fl. (2013) indikerer, at heste har en større negativ effekt end kreaturer. For de jordrugende engfugle er græsning en betingelse for den fortsatte egnethed af engene som ynglehabitat, og effekten af nedtrampning er derfor delvist et nødvendigt onde. Risikoen for nedtrampning kan ved ekstensive landbrugsformer reduceres gennem senere udbinding eller rotation mellem flere tilstødende områder, men har så intet med naturlige græsningsprocesser at gøre. Det skal dog understreges, at tætheden af græssende dyr normalt er lavere i et naturligt græsningsregime end i de ekstensive landbrugsformer, hvor mange af disse forsøg er gennemført, og problemet må derfor forventes at være tilsvarende mindre (se også diskussionsafsnittet nedenfor).

I det tilfælde, at rewilding fører til en større tilgængelighed af ådsler, kan disse hen over vinterhalvåret bidrage til opretholdelsen af en stor bestand af rovdyrgeneralister som eksempelvis ræv (Meisner m.fl. 2014). I områder, hvor rævene er talrige og ynglehabitaterne begrænsede, kan dette i forårsmånederne udgøre et problem for jordrugende fugle, der er særligt sårbare over for prædation (Clausen & Kahlert 2010, Clausen m.fl. 2016). En større tilgængelighed af døde dyr kan modsat også føre til mindre prædationspres på fuglenes reder, hvis rovdyrgeneralisterne i større grad skifter fødeemne til ådsler.

Denne positive effekt må dog ventes hovedsagligt at være begrænset til tidspunktet senvinter / tidligt forår, hvor de fleste planteædere forventeligt vil dø, og er derfor sandsynligvis kun relevant for tidligt ynglende arter. Med store rovdyr i systemet vil ådsler være tilgængelige over en længere periode, hvor med sidstnævnte effekt potentielt kan gøre sig gældende året rundt. Store rovdyr kan ligeledes være en kontrollerende faktor for bestandene af mesoprædatorer og derved indirekte påvirke risikoen for redeprædation positivt.

I sjældne tilfælde beskrives prædation af æg og unger fra planteædende dyr, herunder kreaturer, får og hjortevildt (Furness 1988, Pietz & Granfors 2000, Nack & Ribic 2005). I hvert fald ét af disse tilfælde lader til at være relateret til mineralmangel hos dyrene (Furness 1988). Vildsvin kan i nogen omfang spise både æg og unger af jordrugende fugle (Schley & Roper 2003), og arter, som yngler i skov og krat (fx skovsneppe *Scolopax rusticola*), må ventes at være særligt udsatte for denne prædation (Nyenhuys 1991).

For mange fuglearter er hår fra store pattedyr et yndet redemateriale, og i områder, hvor store dyr findes, indgår hår ofte i en stor andel af fuglenes reder (Coppedge 2009, Ondrušová & Adamík 2013). En enkel undersøgelse antyder ligefrem, at hår kan have en positiv effekt på redernes overlevelse gennem lavere prædationsrisiko (Coppedge 2010).

4.4.5 Fugle som økologiske indikatorer

Fremadrettet kan fugle med fordel i højere grad indgå som en del af overvågningen i forbindelse med etablering af rewildingprojekter. Det skyldes, dels at den videnskabelige dokumentation for effekter af rewilding på denne gruppe for nuværende er yderst mangelfuld, og dels at fuglene med deres ofte meget specifikke økologiske krav og høje mobilitet er en velegnet gruppe af indikatorer på tværs af mange forskellige økosystemer (Gregory m.fl. 2005). Hertil kommer, at de reklamerer for egen tilstedeværelse gennem sang, ofte er lette at opdage og identificere, kan detekteres effektivt over relativt store afstande, og at deres forekomst, antal og reproduktive succes påvirkes af det omgivende habitat (Carignan & Villard 2002). Desuden er fuglene en i forvejen velovervåget gruppe, hvor de nødvendige redskaber i forbindelse med overvågningsprotokoller, metodik og dataanalyse er veletablerede og udbredte. Hvor mange organismegrupper ofte udviser en grad af forsinkelse i deres respons på levestedsændringer i både etablerings- og forsvindingsfasen (Jackson & Sax 2010), kan fugle i mange henseender udvise et hurtigere respons i både antal og udbredelse (Koskimies 1989, Vandewalle m.fl. 2010). De hidtil fåtallige beskrivelser af udviklingen i fuglebestande på rewildedde områder er blændende eksempler herpå (van Manen 2013, Tree 2018, Macdonald 2019). Som altid betinger en succesfuld evaluering af effekterne en grundig førundersøgelse til kortlægning af udgangspunktet, inden projektet sættes i gang.

4.4.6 Diskussion

Den samlede effekt af rewilding på de enkelte fuglearter kan forstås som produktet af ændringer i habitatstruktur, fødetilgængelighed og interaktioner. For nogle arter kan forventes en entydig effekt, men for mange vil en ændring af de økologiske processer påvirke på flere måder, og dermed besværliggøres en forudsigelse af den samlede effekt. Bynkefuglen er et godt eksempel herpå: Dels består ynglehabitatet oftest af frodig, tæt urtevegetation på enge, moser og overdrev, som arten opsøger ved ankomsten til landet i begyndelsen af maj. Vegetationen i disse områder vil forventeligt være blandt den foretrukne

føde for store græssere, og de kan derfor tænkes at være afgræsset temmelig hårdt med lav vegetation til følge. Omvendt fouragerer bynkefugl hovedsageligt på insekter, der fanges på jorden, hvor græsning kan tolkes som en positiv effekt. Den samlede effekt på en art som bynkefugl afhænger formentlig meget af antallet af græssende dyr.

Flere studier baseret på konventionelle, ekstensive græsningsmetoder antyder et unimodalt respons mellem diversitet af fugle og græsningstryk (fx Söderström m.fl. 2001, Mandema m.fl. 2015, Kmecl & Denac 2018). Et fuldstændigt fravær af græsningsprocesser har således ofte en negativ effekt på biodiversiteten af fugle, men omvendt kan græsningen også blive for intensiv. Støtte til denne hypotese kan findes i fuglebestanden udvikling på Oostvaardersplassen, hvor etableringen af græsningsdynamik for mange fuglearters vedkommende i starten var positiv, men i de senere år, hvor græsningstrykket har resulteret i et mere homogent steppelandskab, har udviklingen været negativ (van Manen 2013). Af de ganske få studier, som omhandler helårsgræsning, rapporterer de fleste om positive effekter ved et græsningstryk $< 0,3$ dyreenheder (eller ca. 180 kg) pr. ha (fx. Köhler m.fl. 2016, Doboszewski m.fl. 2017, Kmecl & Denac 2018). Ved meget høje græsningstryk synes effekten oftest at være negativ. Denne generalisering holder næppe på tværs af alle arter og habitater og bør fremadrettet følges op af en konkret vidensopsamling på tværs af forskellige arter og områder. I denne rapport indledende afsnit om naturlige tætheder (afsnit 2.3.1) redegøres der for, at naturlige tætheder af store planteædere i danske økosystemer rimeligvis ligger mellem 70-250 kg/ha. For dyr på 600 kg svarer dette til omtrent 0,11-0,42 dyreenheder pr. ha, og bruges disse værdier som udgangspunkt for en forvaltning af rewilded arealer, kan projekterne, i hvert fald for nogle fuglearters vedkommende, udgøre et positivt potentiale og er i øvrigt på niveau med den nuværende anbefalede praksis (Buttenschön 2014).

En vigtig pointe lader til at være behovet for landskabelig heterogenitet i de områder, hvor rewilding etableres. Som foreslået af både Buttenschön (2014), Cornelissen (2017) og Fløjgaard m.fl. (2017) – samt konstateret gennem udviklingen af fuglelivet på Oostvaardersplassen (van Manen 2013) – bør eksempelvis vådområder set fra fuglenes perspektiv ikke alene danne grundlag for rewilding. Rewildingprojekter, der derimod sigter efter store arealer med varierende naturtyper, som sikrer den nødvendige dynamik og strukturelle variation, der er vigtig for et rigt fugleliv, rummer et positivt potentiale. De fleste moderne fugle udvikledes efter kridt-palæogen-katastrofen for ca. 65,5 millioner år siden, parallelt med en tilsvarende udvikling af de store pattedyr (Hope 2002). I et naturhistorisk perspektiv bør fuglene derfor i vid udstrækning være tilpasset en naturlig tæthed af både planteædere og rovdyr. En genetablering af naturlige processer i forhold til græsning, hydrologi, forstyrrelser etc. må som udgangspunkt forventes at have positive effekter på fuglene, men betinger samtidig nogle økologiske rammer (i form af fx størrelse og heterogenitet), som tillader disse processer at udvikles med naturlig dynamik. At tilstræbe sådanne rammer kan udgøre en udfordring, idet mange danske naturområder for nuværende ligger som frimærker i et kultiveret landskab, men vil kunne opnås med den rette fysiske planlægning og et forvaltningsmæssigt sigte på sammenhængende naturlige økosystemer snarere end bestemte tilstande for vores natur.

4.5 Svampe

Rasmus Ejrnæs

Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

De fleste kendte danske svampearter er knyttet til skovøkosystemer, hvilket især skyldes, at træer og dødt ved er eminente kulstofkilder for svampe. Blandt svampene finder man nogle unikke evner til at nedbryde lignin og cellulose i det døde ved, ligesom en række svampearter er specialiseret til at leve i tæt symbiose med levende træer ved at danne mykorrhiza eller ved at leve som endofytter inde i planternes levende væv – ofte uden nogen kendt funktion. For de skovlevende arter er det afgørende, at der er mange forskellige levesteder med forskellige arter af træer, gamle træer samt en kontinuert tilgang af dødt ved.

I mangel på direkte studier af effekterne af rewilding på diversiteten af svampe vil det følgende afsnit bygge på viden om svampes økologi og fordeling i den danske natur (Heilmann-Clausen, Læssøe, Frøslev og Petersen 2019). Rewilding forventes, sammenlignet med urørt skov uden store, græssende dyr, at kunne medvirke til at forlænge levetiden for meget gamle træer ved at friholde dem fra opvækst af unge træer. Rewilding forventes også at skabe mere varierede lys- og jordbundsforhold med småskala-forstyrrelser og dermed også nicher for flere forskellige træarter. Skovgræsning i dagens skove foregår typisk i relativt små skovområder og ofte på en måde, hvor dyrene æder i det åbne, men tager ophold i skoven, hvorved skovbunden kan være helt optrådt og eventuelt også belastet med gødning, hvis dyrene overnatter under træerne. Denne situation bør kunne undgås ved naturlige tætheder af græssende dyr, som frit kan bevæge sig rundt i store, varierede landskaber med en blanding af åbent land og rigelige skovbevoksede arealer.

Rewilding i skovøkosystemet forventes at kunne medvirke til at skabe mere åbne skove. Der findes en del arter af svampe, som foretrækker savanne- eller parkagtige landskaber. I Skandinavien kan man finde disse arter i løveng, altså landskaber, hvor høslæt og græsning kombineres med forekomst af træer og eventuelt periodisk stævning eller styning af træerne. I Danmark findes dette kontingent af mykorrhizadannende svampe især i gamle parker og i varme, kystnære skove.

Kratmiljøer af buske og lystræer på tør (tjørn, slåen, roser, ene, abild, bævreasp) eller våd (pil, røn, birk, pors, bævreasp, hæg, ask, gran, skovfyr) bund rummer en særlig funga med karakteristiske arter af eksempelvis parasolhatte, men også forskellige mykorrhizadannende arter, jordtunger, rødblade og kratvokshatte. Kratmiljøerne udvikles bedst under lysforhold, som er blevet undertrykt i de forstligt drevne skove, ligesom de kommercielt unyttige vedplanter er blevet fjernet under tynding og udrensning af bevoksninger. Disse krat forventes at få bedre betingelser for at udvikles i rewildede økosystemer i kraft af vedplanternes evne til at skyde igen efter nedbidning samt buskenes beskyttende torne.

Sammenfattende forventes rewilding af større landområder at medvirke til en opløsning af de skarpe grænser i dagens landskab og dannelse af mosaikker af græsland, krat og skov, som over relativt korte afstande vil kunne tilgodese svampearter med ret forskellige levestedskrav og derved medvirke til høj artsrigdom. Den største positive effekt vil nok være dyrenes medvirken til at skabe helt eller delvist lysåbne levesteder over tilstrækkeligt lange tidsrum til,

at de kan fungere som levesteder for græslandssvampene, som i dag er på retur på grund af tilgroning og ophobning af førne. Den største risiko ved rewilding vurderes at være de dynamiske forandringsprocesser, som kan opstå, når de ofte meget små relikter med græsland af lang kontinuitet indlemmes i langt større hegninger, som inkluderer mere kulturprægede arealer – her vil der være en risiko for, at de værdifulde områder alligevel gror til, fordi dyrene foretrækker at græsse på de mere næringsrige kulturarealer. Af denne grund bør udviklingen følges, og man kan måske overveje, om næringsrige marker kan udpines, inden de indlemmes i rewildingprojekter.

Den truede skarlagen vokshat findes kun på længe græssede og aldrig gødskede lokaliteter. Foto Rasmus Ejrnæs.



5 Muligheder og barrierer

5.1 Jagt og vildtforvaltning

Niels Kanstrup

Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

5.1.1 Artsgrundlaget

I denne rapport er begrebet rewilding afgrænset til genopretning af de naturlige økosystemfunktioner, som større terrestriske pattedyr bidrager med i egenskab af at være nøglearter. Med til disse arter hører husdyr. Men selve begrebet rewilding inspirerer til en forståelse, hvor det er vildtlevende arter, der er centrale, og i dette afsnit zoomer vi ind på nogle af de forvaltningsmæssige perspektiver, der skaber mulighederne og begrænsningerne for rewilding ved hjælp af vilde dyr.

Spektret af vilde arter af pattedyr, der i nutidens Danmark kan bidrage til rewilding, er yderst begrænset. Uden menneskets nutidige og forhistoriske påvirkning ville det være betydeligt bredere og rumme formentlig 13 arter fordelt på først og fremmest hjortedyr, heste, rovdyr og svin, men også arter af elefanter, løver og næsehorn (se afsnit 2.1. og Tabel 2.1). Men de fleste af de arter af større pattedyr, der potentielt er naturligt forekommende i Danmark, og som kunne have en nøgleartsfunktion, er enten udryddet eller underlagt en restriktiv forvaltning, der gør, at deres bestandstæthed og -udbredelse er utilstrækkelig til at bidrage til rewilding, som det er defineret i denne rapport. De vildtlevende arter, der uden indhegning realistisk set vil kunne spille en rolle, er: krondyr, dådyr, sika, rådyr, vildsvin, bæver og ulv. Ved indhegning (eller ved forvaltning i geografisk velafgrænsede og isolerede områder, fx øer) vil også elg, vildhest og visent kunne have betydning, ligesom arter, der i dag vil opfattes som mere eksotiske, kan forsøges introduceret under hegn, hvis der er et ønske om dette.

Naturligt forekommende pattedyr og fugle forvaltes i Danmark efter lov om jagt og vildtforvaltning. Vildtbegrebet gælder også pattedyr og fugle, som er udsat eller er undsluppet menneskelig varetægt, og som har etableret vildtlevende, reproducerende bestande i naturen, medmindre de traditionelt betragtes som husdyr. Bestandene og de enkelte individer er ikke omfattet af ejendomsret (*res nullius*), men retten til forvaltning af vildtet (her defineret som opstilling af målsætning, iværksættelse af tilhørende forvaltningstiltag og udnyttelse af bestandene gennem fx jagt) er underlagt ejendomsretten. Vildtforvaltning udøves på arealer af alle størrelser. Som et yderpunkt kan man her tænke sig en parcelhusejer, der fodrer småfugle eller sætter hegn op for at undgå, at rådyr forgriber sig på tulipanbedet, og som et andet yderpunkt et flere tusind hektar stort naturområde, hvor en privat eller statslig grundejer har beslutningsretten i forhold til drift og naturforvaltning, herunder jagt og vildtforvaltning.

Danmark har en lang tradition for offentlig planlægning i landskabsforvaltningen, hvor den enkelte grundejers handlemulighed indrammes af overordnede strategier udmøntet i lovgivning. På natursiden har fredninger traditionelt været et redskab, ligesom netværket af Natura 2000-områder over de senere årtier

er blevet etableret som et værktøj til at fremme en fælles indsats for at sikre naturværdier i store områder og på tværs af ejendomsskel. Ydermere findes der inden for jordbruget en række støtteprogrammer, der sigter mod prioritering af naturværdier og -ressourcer på regionalt niveau. Når det gælder vildtforvaltning, er traditionen for forvaltning på tværs af ejendomsgrænser derimod meget svag. Jagtloven fastsætter ud over selve jagtretten og regler for dens udøvelse en række generelle vildtforvaltningsbestemmelser, herunder fx rammerne for fastsættelse af jagttider og tidspunkter på døgnet, hvor jagt må udøves, der er centrale værktøjer. I forhold til arealstørrelser gælder, at der ikke må drives jagt på eller fra et sammenhængende areal, der er mindre end 1 ha – dog 5 ha, hvis jagten drives af andre end grundejeren. Inden for disse rammer er der ingen begrænsninger for omfanget af jagt på den enkelte ejendom, herunder jagthyppighed og afskydning. Miljø- og fødevarerministeren er dog bemyndiget til at begrænse afskydning af fx krondyr ved fastsættelse af regler om, at visse vildtarter i nærmere bestemte områder kun må jages efter tilladelse fra ministeren (jagtlovens § 5). Denne bestemmelse har dog endnu ikke fundet anvendelse, men Miljøministeriet har i 2020 udtrykt ønske om at indføre skærpede arealkrav for jagt på kronhjort (Miljøministeriet 2020).

I tillæg til disse regler kan der efter jagtloven oprettes vildtreservater, ved at der for nærmere bestemte områder fastsættes særlige regler for jagt, færdsel og ophold. Denne mulighed har dog især fundet anvendelse ved oprettelse af vildtreservater for rastende og ynglende fugle samt sæler, og der er ringe tradition for vildtreservater med henblik på sikring af landpattedyr. Kendt for mange er sikkert Oksbøl Krondyrreservat, som dog ikke har afsat i jagtloven, men er et værktøj til samordning af forvaltningen hos de to statslige lodsejere i området og oprindeligt også var en formel platform for at udbetale erstatning for vildtskader forvoldt af kronvildt uden for reservatet. En målsætning for reservatet er at undgå, at bestanden stiger, bl.a. for at opretholde dyrenes kondition (målt på kalvevægt) og undgå markskader på naboarealer (Naturstyrelsen 2020). På enkelte andre større, statsejede områder tillades hjortevildt dog en fri udvikling, fx Hansholm Vildtreservat.

Desuden kan nævnes, at jagtlovens regler om vildtskader giver mulighed for, at grundejere ud over de generelle regler kan meddeles tilladelse til regulering af en række vildtarter og samtidig kan pålægges at regulere bestemte vildtbestande, fx for at imødegå risiko for smitte af husdyr og mennesker, sådan som det finder anvendelse i forhold til at forhindre vildsvin i at etablere sig i Danmark.

Jagtlovgivningen rummer således kun meget begrænsede muligheder for en forvaltning, der sikrer tilstrækkelige tætheder af de arter, der er relevante for rewilding.

De lovfæstede regler har over de seneste årtier været suppleret med en række frivillige foranstaltninger med henblik på forvaltning af hjortevildt. Til disse hører udarbejdelse af de såkaldte jagtetiske regler, hvor der findes et sæt både for jagt generelt og et sæt for kronvildtjagt (Miljøstyrelsen 2020). Disse regler henvender sig til den enkelte jagtansvarlige og henstiller bl.a. til begrænsning af jagthyppighed og afskydning. Desuden har der som erstatning for bindende forvaltningsplaner for hjortevildt siden 2004 været etableret i alt 12 frivillige regionale hjortevildtgrupper, der har som hovedopgave at udbrede kendskabet til de jagtetiske regler såvel som at medvirke til at skabe et overblik over bestandene, afskydningen og omfanget af skade i jordbruget. De frivillige tiltag har dog ikke kunnet tilgodese de mål, som fra starten var opstillet

for deres virke, herunder naturlig køns- og alderssammensætning og større geografisk udbredelse af hjortevildtet (Bichel 2019).

5.1.2 Bestandsgrundlaget

Overordnet betragtet er den hjortevildtforvaltning, der er bundet op på den centrale lovgivning og den regionale, frivillige indsats, utilstrækkelig i forhold til at sikre bestande af store pattedyr, der kan levere noget, som ligner trofisk rewilding. Dette hænger grundlæggende sammen med, at der inden for de p.t. mest relevante arters (hjortevildt) normale aktivitetsområde er for mange og for bredt et spektrum af ejermålsætninger til, at forvaltningen kan samordnes med henblik på at opnå tilstrækkelige dyretætheder. Af samme grund findes der også kun meget få eksempler på, at hjortevildt uden at være indhegnet har en registrerbar græsningseffekt, og her er der primært tale om større sammenhængende arealer underlagt en samlet forvaltning under én eller nogle få ejere.

Figur 5.1. Der findes kun få eksempler på, at hjortevildt uden at være indhegnet har en registrerbar græsningseffekt.



Et eksempel er hele Oksbølområdet (se ovenfor vedrørende Oksbøl Krondyrreservat). Her anslås forårsbestanden af krondyr i det godt 16.000 ha reservat til 1.500-2.000 individer, hvilket svarer til 0,09-0,13 dyr/ha. Udregnet på basis af gennemsnitsvægt for hjorte og hinder samt bestandssammensætningen (Sunde og Haugaard 2014) svarer dette til en samlet dyrevægt på under 10 kg/ha og dermed langt under et naturligt niveau for græsning. Store dele af Oksbølområdet består af nåletræsplantager, der indeholder meget begrænsede fødemængder, hvorved græsningstrykket reelt fordeles over de mere lysåbne arealer, herunder også de omkringliggende dyrkede marker. Derfor ses græsning også lokalt at have en tydelig påvirkning af vegetationsstrukturen, fx på engene ved Grærup Langsø, hvor der suppleres med kreaturgræsning.

Græsningstrykket i dette område støttes også af, at der i kraft af Krondyrreservatet her er udpeget et større areal, hvor der over en lang årrække ikke har været drevet jagt, således at dyrene har udviklet dels præference for området som opholdsområde og dels en naturlig dagaktiv adfærd. Også på nogle heidearealer i Oksbølområdet har græsning på lyng et synligt omfang, ligesom der lokalt ses en betydelig græsning på buske og træer (Figur 5.2).

Figur 5.2. Kronvildt efterlader tydelige tegn på browsing på træer og buske; her et eksempel fra Oksbøl Skyde- og Øvelsesterræn



Men på de fleste lysåbne naturtyper, hvoraf mange er kortlagt som habitatnaturtyper, er tilgroning med høje græsser, stauder og buske en betydelig trussel for sikring af gunstig bevaringsstatus, og her er der ikke nogen betydelig effekt af hjortevildtets græsning. Den gældende målsætning for kronvildtet i Oksbølområdet (sikring af dyrenes kondition og reduktion af vildtskader på naboarealer) er en forhindring for, at bestanden i området som helhed udvikler sig i retning af en naturlig tæthed. Denne målsætning nås igennem afskydning af hjortevildt dels igennem jagtudlejning, afholdelse af betalingsjagter, invitationsjagter, dels reguleringsjagt gennemført af de overvejende statslige ejere. Hertil kommer jagtudøvelse på tilgrænsende, private arealer, hvor afskydningen er ubegrænset bortset fra det generelle arealkrav (minimum én hektar) og jagttider, der for Oksbølområdet strækker sig over 6 måneder (1. september til 29. februar med forskellige intervaller for kalve, hinder og hjorte).

Et andet vestjysk område med potentiale for rewilding baseret på vildtlevende arter er Borris Skydeterræn. Dette område, der stækker sig over 4.732 ha, ejes og forvaltes af Forsvarsministeriet og består fortrinsvis af vidtstrakte hedearealer (Borris Sønderland) samt skove, sletter, overdrev, moser og enge, herunder ikke mindst ca. 600 ha langs Omme Å's forløb på ca. 21 km igennem terrænet, hvor der er kortlagt bl.a. rigkær og hængesæk. For alle målsatte naturtyper på terrænet er den primære trussel tilgroning med græsser, stauder og vedplanter, herunder en række invasive arter som eksempelvis sitkagran, contortafyr, bjergfyr og glansbladet hæg. Forsvarsministeriet gennemfører omfattende pleje i form af rydning, slåning og afbrænding samt både helårs- og sommerafgræsning med kreaturer og heste. I drifts- og plejeplanen for Borris Skydeterræn (Forsvarets Bygnings- og Etablissementstjeneste 2013) tilslutter Forsvaret sig en proces, hvor naturen mere overlades til sig selv, fx i form af urørt skov eller under konceptet "rewilding", hvor der igennem ekstensive driftsformer, primært afgræsning, sættes på høj grad af fri, naturlig dynamik, hvor aktiv drift og pleje begrænses mest muligt. I forlængelse heraf har Forsvaret gennemført en udredning af fordele og ulemper ved iværksættelse af en rewildingproces i form af etablering af et vildthejn langs Borris-terrænets yderkant med henblik på sikring af tætheder af hjortevildt, der kan fremme lysåben natur ved græsning. Dette sker i erkendelse af, at bestanden af kron- dyr (i 2017 anslået til ca. 200 mere eller mindre faststående dyr, svarende til ca. 0,05 dyr eller ca. 4 kg pr. ha, hvis dyrenes gennemsnitsvægt fastsættes til samme niveau som på Oksbøl, se ovenfor) på Borris Skydeterræn ikke under

den nuværende forvaltning bidrager tilstrækkeligt til naturlige økosystemfunktioner i form af bl.a. græsning. Barrieren består her af flere forhold, herunder især at bestanden veksler med naboterræner, hvor der er omfattende afskydning. Dette kommer eksempelvis til udtryk ved opstilling af jagtanlæg, hvor der fx i 2017 ved en ikke-systematisk gennemgang blev registreret 27 skydetårne i periferien af terrænet, i nogle tilfælde kombineret med anlæg af vildtagre og opstilling af fx sliksten målrettet mod hjortevildt. Dyrenes adgang til landsbrugsafgrøder og vildtagre uden for terræner medfører desuden, at de tilvænner sig og ernærer sig ved en kulhydratrig kost, hvilket mindsker behovet for og adfærden i forbindelse med at fouragere på naturligt forekommende fødeemner. Dermed reduceres græsningstrykket på den naturlige ofte mere strukturrige føde inde på terrænet. Også Forsvarsministeriet tilrettelægger afskydning af hjortevildt, idet jagten i to delområder (de skovprægede arealer nord og syd for selve skydeterrænet) er udlejet til private jægere, ligesom ministeriet selv har afholdt/afholder invitationsjagter i det centrale terræn. Omme Ådal er udlagt som jagtfrit område for at sikre dette som et centralt opholdsområde for kronvildt og dermed øge græsningstrykket. Ådalen er dog uanset dette under stærk tilgroning, navnlig med pil.

Udredningen om mulighederne for at fremme den naturlige græsning på Borris Skydeterræn igennem en indhegning af hjortevildt er udarbejdet af en privat rådgiver. Den anbefaler ud fra de målsætninger, som Forsvarsministeriet opstiller for den samlede brug og forvaltning af terrænet, opsætning af et vildthege langs terrænets ydergrænse. Det er især krondyrbestanden, der vil kunne styrkes (med op mod en tidobling af den eksisterende bestand), mens også dådyr, elg, bæver og europæisk bison ses om potentielle arter i et regime med selvforvaltende natur. Der beskrives en række fordele, der primært er tilknyttet værdien af den ekstensiverede drift og tilhørende landskabs-, natur- og biodiversitetsmæssige gevinster. Potentielle ulemper i forhold til at opretholde uhindret adgang til og på terrænet kan alle afhjælpes ved målrettet hegnsføring kombineret med passager i form af færister, låger m.v.

Det vurderes ikke, at en tilstrækkelig bestandstæthed af fx kronvildt på Borris Skydeterræn vil kunne opnås uden hegning, hvortil kommer, at nogle af de nævnte arter (europæisk bison og elg) ikke vil kunne finde udbredelse i området uden at være heget.

5.1.3 Jagt på godt og ondt

Alle de arter af store vildtlevende pattedyr, der potentielt kan udøve en økosystemfunktion i dansk natur, er også konflikterter, hvilket vil sige, at de i bestemte situationer kan forvolde skade på erhvervsinteresser først og fremmest på jordbruget. Når krondyr i løbet af 1800-tallet blev udryddet i næsten hele landet, var det ud fra en samfundsmålsætning om at mindske enhver trussel mod de små stykker skov, der på det tidspunkt var tilbage efter århundreders rovdrift, og for at skabe rum for ny træproduktion (Kanstrup 2014). Krondyrene holdt nogle få steder skansen, hvilket alene skyldtes, at enkelte godsejere nægtede at efterleve kongelige forordninger om nedskydning af de sidste dyr. Baggrunden for dette var interessen i at bevare dyrene som jagtdyr, hvor både rekreative og fødeforsyningsmæssige aspekter var afgørende. Det var med andre ord jagten, der sikrede bestandene.

Figur 5.3. På de fleste arealer er vildtbestanden uløseligt knyttet til jagtinteressen, og opretholdelse af stærke bestande af hjortevildt vil kun kunne opnås ved at sikre ejerens fortsatte jagtmuligheder.



Meget anderledes er det ikke i dag. For selv om hjortevildt nogle få steder prioriteres og gives plads ud fra egentlige biodiversitetshensyn og andre rekreative interesser end jagt, så er det generelle billede, at hjortevildt, herunder ikke mindst kronvildt, på de allerfleste arealer, hvor det i dag igen har fodfæste, kun accepteres og tolereres, fordi det kan udnyttes jagtligt. Her har den økonomiske værdi af jagten i form af overdragelse ved udlejning eller ved salg af dagjagter en meget afgørende betydning, idet den udgør en sikker driftsindtægt – på mange skovejendomme ofte den største enkeltindtægt. Desuden er ejerens personlige jagtinteresse også en betydelig faktor. Et stigende antal skovejendomme målsættes som vildt- og jagtejendomme, ikke mindst ved ejerskifte, hvor traditionel skovdrift nedprioriteres til fordel for udvikling af en bestand af hjortevildt, der kan danne grundlag for jagt. Her er det ofte ejerens personlige passion for vildt og jagt samt forventningen om, at ejendommen vil øge sin økonomiske værdi ved en satsning på vildt, der er afgørende. På sådanne arealer er vildtbestanden uløseligt knyttet til jagtinteressen, og opretholdelse af stærke bestande af hjortevildt vil kun kunne opnås ved at sikre ejerens fortsatte jagtmuligheder. Der findes næppe et naturareal i Danmark, hvor bestanden af de større arter af hjortevildt er upåvirket af jagt. Selv om nogle enkelte store statslige eller privatejede arealer har potentialet herfor, drives der som regel jagt på selve arealerne enten som kommerciel eller repræsentativ jagt, der ofte er kombineret med afskydning til regulering af bestanden. Ligeledes er der påvirkning fra jagt på naboarealer, som dyrene veksler med. Jagt er således traditionelt set en meget stærkt integreret del af forvaltningen af hjortevildt i Danmark. Samtidig er de målsætninger, der opstilles i en jagtligt orienteret forvaltning, oftest i modstrid med udvikling af vildtbestandene til støtte for økosystemet. Selvom det er i jagtens interesse, at der er tætte dyrebestande, er det de fleste jægere og vildtforvalteres opfattelse, at dyrene og bestandene skal være ”sunde”, hvilket vurderes på basis af konkrete indikatorer, først og fremmest dyrenes kondition (kropsvægt ved afskydning, fx kallevægt). Dette tilgodeses dels igennem stimulering af fødetilgangen, dels ved tilpasning af dyretætheden igennem afskydning.

Stimulering af fødetilgangen gøres på flere måder og nogle steder ved at skabe variation og lysåbne områder, der fremmer mængden af naturlig føde. De fleste steder er der dog tale om egentlig fodring og/eller etablering af

vildtagre. Fodring af hjortevildt er meget udbredt især på private ejendomme, men finder også sted på statsejede arealer. Eksempelvis fandt Kanstrup (2016), at hovedparten af danske ejendomme med jagtvæsen gennemfører helårs- eller vinterfodring af fx kronvildt. Fodertypen er reguleret igennem lovgivningen, således at fodring af kronvildt med valset korn eller kraftfoder ikke er tilladt. Typiske foderprodukter er hø, wrappet græs, roer og gulerødder – altså ofte sukkerrige landbrugsafgrøder og ofte i kombination med opsætning af sliksten for at øge tilgangen til mineraler.

Fodring og opsætning af sliksten har flere formål, herunder især at styre vildtets opholdsområder. Dette kan ses i forhold til både lokaliteter, hvor dyrene kan gøre skade på fx skovkulturer, og til styring af dyrenes eksponering for jagt, hvor fodring i kerneområder ofte tager sigte på at undgå, at dyrene søger ud på naboarealer, hvor de kan være genstand for jagt, og hvor der på jagtarealer, som ligger perifert i forhold til kerneområder, fodres netop for at tiltrække dyrene med henblik på jagt. Fodring har også til formål at øge et givets areals bæreevne og styrke både dyretætheden, dyrenes kondition og trofæudvikling. Fødetilgangen styrkes ligeledes igennem anlæg af vildtagre, hvor tilgangen kan være mere eller mindre intensiv. Således anlægges mange steder vildtagre med metoder, der svarer til dyrkning af egentlige landbrugsafgrøder med kultivering, sprøjtning, kalkning, gødskning og udsåning, mens mere ekstensive metoder også anvendes, fx kun slåning, kultivering og udsåning af ofte kornbaserede (fx havre) frøblandinger. Vildtagre etableres ofte på arealer, der i sig selv rummer en naturværdi (fx skovlysninger), men som ved den intensive opdyrkning mister denne værdi. Slåning af stribes til stimulering af fremvækst af frisk græs- og urtevegetation bruges også udbredt til at øge udbuddet af næringsrig føde. Sikring af føde med højt næringsindhold, herunder ikke mindst intensiv fodring med sukkerholdige afgrøder, har en række følger, som er u hensigtsmæssige eller decideret forhindrende for, at dyrene udøver økosystemfunktioner igennem græsning. Kvantitativt betyder kosttilskuddet, at dyrene æder mindre af den naturlige føde. Kvalitativt bevirker fodring og anlæg af vildtagre med typiske landsbrugsafgrøder, at dyrene tilvænnenes denne type kost og dermed fravælger naturligt forekommende vegetation. Dette forstærkes, hvis dyrene samtidig har adgang til egentligt dyrkede marker, hvilket ofte er tilfældet.

En jagtligt målsat forvaltning af større områder med hjortevildt rummer oftest en klar plan for afskydning, der vil være tilpasset efter, om antallet af dyr ønskes fastholdt, begrænset eller øget. Planlægningen har ofte kommercielle elementer i kraft af, at ejeren målsætter driftsindtægter på udlejning og salg af jagt, hvor udviklingen af trofæer kan spille en betydelig rolle. Også en høj slagtevægt på skudte dyr kan være en målsætning, ligesom det ud fra jagtliges målsætninger ofte fordres, at bestanden kun i begrænset omfang fluktuerer (for at kunne planlægge med et kendt grundlag for fx dagjagter). Afskydningen på ejendomme, hvor der er faststående bestand, tager således afsæt i tilpasning af både bestandstæthed og -sammensætning samt i størrelse og kondition hos enkelt dyr.

En vigtig, men ofte overset parameter er den adfærdsændring, som jagt medfører – ikke mindst hos hjortevildt. Dette kommer til udtryk både i den fysiske forstyrrelse og i de forandringer i den sociale struktur hos fx kronvildt, som selve jagtaktiviteten og den konkrete afskydning udløser. Både jagtform, jagthyppeghed og jagtvarighed spiller en rolle, men jagter, der har karakter af uforudsigelighed for dyrene (i tid og rum), er hyppige og vedvarende, vurde-

res at have størst påvirkning. Dyrenes adfærdstilpasning består af flere forhold, herunder at de bruger dagtimerne på at søge skjul i skov og bevoksninger og søger ud i det åbne i skumringen og om natten. I områder med høj jagtlig forstyrrelse, og hvor der ikke er en indbyrdes jagtplanlægning mellem nabodistrikter, vil bestande på lokalt eller regionalt niveau reagere på et højt jagtligt forstyrrelsestryk ved at søge sammen i store flokke, hvilket udgør et naturligt værn mod prædation.

Alt i alt gør disse forhold, at en bestand af hjortevildt, der forvaltes traditionelt efter jagtligt fastsatte mål, vil adskille sig fra en naturlig bestand både i tæthed, bestandssammensætning, fødepræferencer og adfærd. Vurderet ud fra disse parametre vil en sådan bestand have ringere værdi i forhold til at bidrage med økosystemfunktioner end en ikke jagtligt forvaltet bestand.

Set i overordnet perspektiv er årsagen til, at den markante fremgang i bestandstæthed og -udbredelse af kron- og dåvildthjortevildt i Danmark, der er set over de seneste årtier, ikke har en åbenlys økosystemfunktion, således formentlig netop, at den i meget væsentligt omfang er genstand for jagtlig forvaltning. Fastholdes den overordnede lovgivning og planlægning, der er præget af, at de større arter af danske pattedyr er konflikterter, der skal begrænses i antal og udbredelse, og at det generelt er en klassisk jagt- og vildtforvaltningstankegang, der er styrende, vil der kun helt lokalt kunne opnås få og meget begrænsede effekter. De vil reelt ikke præstere en så vedvarende og betydelig nøglefunktion i økosystemet, at det vil kunne aflæses i den biologiske mangfoldighed.

Fra Bengtsson og Kanstrup (2014):

- Sikring af et naturligt fødeudbud støtter dyrenes oprindelige ernæringsfysiologi og styrker samtidig biodiversiteten.
- De naturtyper, der kan sikre føden og ligeledes kan styrkes naturmæssigt, skal indgå i den samlede forvaltning som områder, hvor dyrene får mulighed for at opholde sig, og forstyrrelser skal her begrænses.
- Tilbud af kunstig føde i form af egentlige afgrøder, vildtagre og fodring stimulerer bestandsudviklingen, og dyrene vænner sig til denne type føde. Der er desuden ingen entydige beviser på, at anlæg af vildtagre og tilskuds fodring mindsker skaderne på land- og skovbrug.
- Dyrkning af vildtafgrøder i naturlige eller semi-naturlige områder kan medføre biologisk forarmning af næringsfattige naturtyper, fx i skov-økosystemer.
- Overordnet betragtet ville en række brede hensyn kunne tilgodeses, hvis tilbuddet af letfordøjelig føde mindskedes, og der generelt var et regime, der forhindrede dyrene i at fouragere på disse

5.1.4 Hegn og jagt

Af de foranstående grunde er det ikke sandsynligt, at der vil kunne opnås bestande af fritstående hjortevildt, der i stor skala vil have en betydelig effekt på økosystemfunktionerne og således fremme biodiversitet i Danmark. Det vil kræve, at større ejendomme eller sammenslutninger af ejendomme (> 10.000 ha) beslutter sig for en mere naturlig tilgang uden at prioritere klassiske jagt- og vildtforvaltningstraditioner, hvilket ikke synes at være en sand-

synlig udvikling. Derfor synes indhegning af store græssere at være den eneste realistiske metode til at opnå en betydelig effekt, sådan som det er i overvejelse på Borris Skydeterræn, og som det er gennemført på en række statslige og private distrikter.

Den mest ikoniske af alle danske dyrehaver er Jægersborg Dyrehave, som er anlagt i slutningen af 1600-tallet – dengang ikke med henblik på at sikre økosystemfunktioner, men som et jagtområde for kongehuset. Tilsvarende har en række af de danske godser og herregårde op igennem de seneste århundreder anlagt dyrehaver, typisk i respons på udryddelse af hjortevildt på fri vildtbane i løbet af 1700- og 1800-tallet. Den ældste privatejede dyrehave er Store Frederikslund på Vestsjælland, der blev anlagt i 1780'erne som en "landskabshave", ligesom der på en række andre store herregårde som fx Wedellsborg på Vestfyn og Frijsenborg i Østjylland er større indhegninger med hjortevildt. Disse drives under professionelle jagtvæsner med kommerciel jagt som hovedsigte.

Danmarks største indhegning med bl.a. hjortevildt er Lille Vildmose i Øst-himmerland. Indhegningen på i dag i alt ca. 6.500 ha er gennemført i flere omgange, hvor fx den sydligt beliggende Tofte Skov og Mose på ca. 4.000 ha har været indhegnet reservat siden 1906. I den nordlige del, Høstemark Skov, blev ca. 460 ha indhegnet i slutningen af 1930, og det såkaldte Mellemhegn på ca. 2.100 ha, der forbinder de to øvrige områder, blev etableret i 2010'erne. I dag er det hovedsigtet, at området og dyrebestanden udvikles som et selvforvaltende system med det formål at lade de naturlige økologiske processer få mere frit spil og dermed øge den biologiske mangfoldighed.

Et eksempel på en dyrehave af nyere dato er Klelund Dyrehave, der blev etableret i 2010 og dækker et areal på 1.415 ha. Dyrehaven har en hegnslængde på 17 km. Visionen for Klelund Dyrehave er at omdanne området, der i dag primært er dækket af skov, herunder hovedparten nåletræer, til en oase for den biologiske mangfoldighed. Driften foregår efter principper om at prioritere naturbeskyttelse over benyttelse, genoprette naturlige økosystemer og fremme en vild og dynamisk naturudvikling. Virkemidlet er at udbygge økosystemfunktioner igennem opbygning af en naturlig tæthed af kronvildt suppleret med vildsvin, hvor bestanden i dag vurderes til ca. 75 dyr.

Dyrehaver findes i dag på mange større ejendomme. Laursen (2009) angiver i alt 74, og Kanstrup (2016) fandt, at 14 ud af 61 ejendomme med jagtvæsen havde dyrehaver i forskellig størrelse. Nogle ejendomme etablerer mindre dyrehaver (typisk <50 ha) til indhegning af vildsvin til såvel biodiversitets- som jagtformål.

Uanset den nuværende målsætning for disse dyrehaver har formålet for deres oprettelse været at øge tætheden af store pattedyr ved at forhindre dyrenes færdsel ud på omkringliggende naboarealer, hvor de dels er genstand for jagt, dels påfører jordbruget et økonomisk tab. Det vurderes, at langt hovedparten af dyrehaver i Danmark er etableret med jagt som målsætning i en eller anden form. Det kan derfor undre, at der visse steder i jægerkredse er modstand mod indhegninger med hjortevildt – en modstand der har en potential barriereeffekt i forhold til at etablere hegn til fremme af økosystemfunktioner. Den kommer især til udtryk hos Danmarks Jægerforbund, (fx Christensen 2020), der principielt er imod høje hegn i naturen, da disse efter forbundets opfattelse forhindrer den frie bevægelighed for arter, som allerede findes vildt i det danske landskab, hvormed dynamikken i den del af naturen, hvorfra dyrene efter

jægerens opfattelse er udelukket fra, forsvinder. Denne tilgang og argumentation står i kontrast til, at jægerne og dermed jægerforbundet er eksponenter for den aktivitet, der er den mest afgørende faktor for kronvildtets udbredelse og spredning i landskabet, nemlig jagt. Således viste Sunde m.fl. (2009), at kronvildt fortsat har deres hovedudbredelse i tilknytning til de oprindelige kerneområder, og at en spredning til nye og større områder primært forhindres igennem jagt i form af såvel afskydning som jagtlige forstyrrelser. Modstanden blandt jægere bygger ofte på en formodning om, at hegning af hjortevildt dræner et lokalområde for dyr, således at jagtmulighederne uden for hegn begrænses. Praktiske erfaringer fx fra Klelund Dyrehave viser imidlertid, at dyretætheden umiddelbart uden for hegn kan opretholdes eller måske endda styrkes i kraft af hegn (Bengtsson, personlig kommunikation). I modsætning til den klare og principielle tilgang til egentlige vildtheugning, fx med henblik på biodiversitetsformål, er jægerenes udmelding mindre tydelig i forhold til andre typer af høje hegn, herunder eksempelvis hegn langs trafikårer og hegninger til skov- og landbrugsformål, hvor hensigten er at forhindre dyrenes adgang til sårbare kulturer og afgrøder. Kulturhegninger er et klassisk og kendt virkemiddel i skovbruget, hvor hegnene anvendes til at beskytte nyplantede eller andre kulturer, indtil disse er etableret, hvorefter hegnene fjernes fx efter en tiårig periode, når træerne er over "bidhøjde". I landbruget beskyttes marker ved opsætning af hegn langs grænser til skovområder eller andre kerneområder, hvorfra dyr ofte om natten søger ud for at fouragere på afgrøder. Sådanne hegn kan være permanente, men ofte fjernes de uden for vækstsæsonen, således at dyrene får fri adgang til markerne i efterår og vinter og dermed også kan udnyttes jagtligt.

Jægerenes principielle modstand mod høje hegn kommer således ikke til konsekvent udtryk og deles formentlig ikke af alle jægere. Således er der stor efterspørgsel på jagt på hjortevildt i indhegninger, og distrikter med programmer til regulering af hjortevildtbestande i hegn synes ikke at have vanskeligheder ved at få inviterede jægere til at bidrage til afskydningen.

I en række tilfælde har jægere også vist modvilje mod etablering af indhegninger til husdyr til naturplejeformål, altså lave hegn typisk <1 m i højde og med 2-3 glatte eltråde. Sådanne hegn udgør ingen barriere for vildtlevende dyrs bevægelse, idet større arter springer over hegnene, og små arter kryber under. Jægerenes modvilje skyldes flere forhold. For det første foretrækker jægerne ofte den tilgroede natur, som støtter en række centrale jagtbare arter, fx rådyr og fasan. Af samme grund værner jægerne om denne natur fremfor den lysåbne og er følgelig ikke altid begejstrede for naturplejeprojekter, der omdanner de gode råvildt- og fasanområder til lysåbne flader. Jægere udtrykker også ofte bekymring for, at græsningsdyr har en skræmmeeffekt i forhold til hjortevildt, således at områder med indhegnede husdyr bliver mindre attraktive som vildt- og jagtområder. Og i tilfælde, hvor græsningsprojekter kombineres med øget offentlig adgang, kan jægerne også være i opposition, fordi de frygter, at adgang skaber uro og gener for vildt og jagt. Hele dette kompleks er behandlet i en række projekter og udgivelser, herunder fx Buttenschøn (2009), Kanstrup (2013) og Videncenteret for Landbrug (2013), der anviser løsninger igennem tidlig dialog med lokale jægere, sikring af varieret vegetationsstruktur og fokus på græsningsdyrenes positive effekt også for vildtlevende arter, herunder jagtbare arter.

5.1.5 Jagt som prædation

Bestande af dyr vil i et givet afgrænset område reguleres igennem de fire grundlæggende faktorer: reproduktion, dødelighed, indvandring og udvandring. Alle er forbundne og styres af tæthedsbestemte mekanismer, hvor lav bestandstæthed (i forhold til bæreevne) som udgangspunkt vil stimulere reproduktion og indvandring og hæmme mortalitet og udvandring, mens høj tæthed omvendt vil øge dødeligheden og udvandringen og mindske reproduktion og indvandring. I stærkt manipulerede systemer (fx hegn, isolede/afskårne områder, ikke-naturlig føde, manglende naturlig prædation, kunstigt sygdomsbillede etc.) vil balancen mellem de disse faktorer være forskudt sammenlignet med naturlige systemer. Ligeledes spiller samfundsbestemte mekanismer ind i form af såvel lovgivning og etiske standarder, hvilket sætter grænser for, i hvilket omfang oprindeligt naturlige reguleringsmekanismer er acceptable. Dette kommer ikke mindst til udtryk i relation til øget dødelighed som resultat af begrænset fødetilgang, hvor der er en udbredt opfattelse af, at dyr skal være ”sunde”, dvs. i god kondition og ikke syge, og hvor der er stærk følelse for, at dyr ikke må afmagres og dø af sult, samt at afkræftede og døende dyr skal aflives (hvis ikke behandles) fremfor at dø uden indgreb. Disse mekanismer er fundamentale og må anses for at være samfundsetablerede vilkår for naturforvaltningen.

Afhængig af baselinedefinitioner kunne mennesket anses for at være en naturlig prædator på store vildtlevende pattedyr, og jagt kunne dermed anskues som en naturlig prædation. Problemet med denne definition er at menneskets jagt er den væsentligste årsag til forarmelsen af faunaer af store pattedyr overalt i verden og dermed også årsag til at vi overhovedet taler rewilding.

I en nutidig kontekst synes jagt altså mere at være et muligt forvaltningsredskab, der kan regulere bestanden igennem øget dødelighed og samtidig tilgodese en betydelig interesse hos en central gruppe af både grundejere og borgere. I mange sammenhænge vil jagt også kunne fungere som en indtægtsskabende aktivitet, der vil kunne bidrage til finansiering af driften af forvaltningsområder med vildt som målsætning.

Det er udbredt, at jagt (i denne sammenhæng ofte betegnet: regulering) forsøges anvendt til begrænsning af vildtbestande i områder, også hvor målsætningen i øvrigt er at fremme store pattedyrs økosystemfunktioner. Der er her mest fokus på jagtens effekt i form af at øge dødeligheden, mens der i mindre grad lægges vægt på at udnytte jagtens betydning som forstyrrelse.

Der er udviklet ideer og programmer til at bruge jagtens stærke forstyrrende påvirkning af hjortevildt til at styre dyrenes adfærd og udbredelse, så de primært opholder sig på steder, hvor de ikke er til ulempe for fx jordbruget (go-områder), og i mindre grad der, hvor de kan gøre skade (no-go-områder) (Cromsigt m.fl. 2013). Der ligger heri det aspekt, at jagt kan simulere en naturlig prædation fra store rovdyr, hvor det ikke kun er øget dødelighed, men i højere grad øget forstyrrelse og en medfølgende adfærds- og opholdsstyrrende påvirkning, der udnyttes.

Der er i dansk forvaltning af hjortevildt meget lidt viden om og fokus på mulighederne i dette, og i de fleste tilfælde opnås der derfor en modsat effekt, nemlig at dyrene som følge af den stærke jagtlige forstyrrelse opholder sig primært i områder og her på tidspunkter, hvor de gør skade. Baggrunden for dette er mangesidig. For det første tilrettelægges jagt kun sjældent i større områder, hvor der er mulighed for at indtænke muligheden for at bruge jagtens

forstyrrende effekt strategisk i forhold til dyrenes opholdsområder, herunder sikring af forstyrrelsesfri områder. For det andet er jagt i Danmark oftest motiveret ud fra rekreative formål, hvor hensyn til dyrenes reaktion på jagten vægtes lavt. For det tredje bryder en strategi, hvor jagt simulerer naturlig prædation fra store rovdyr (fx mennesker i et oprindeligt økosystem), med nogle af de lovfæstede og traditionsbetingede regler i dansk vildtforvaltning. Det gælder fx regler om jagttider, der som udgangspunkt udelukker muligheden for prædation i form af jagt på alle tidspunkter af året og døgnet, hvilket vil kendetegne prædation fra naturligt forekommende rovdyr. Ligeledes – og af samme grund – vil jagt i den traditionelle forstand ikke eksponere de individer, der typisk er genstand for naturlig prædation fra rovdyr, herunder fx nyfødte kalve eller svækkede dyr. Selvom jagt på nogle distrikter tilrettelægges med prioritet på afskydning af kalve, og selvom der sådanne steder ofte lægges vægt på at skyde de mindste kalve først, vil dette efter jagtlovens regler først finde sted i løbet af efteråret og i mange tilfælde senere på året. Derimod tilsiger dansk tradition og den kommercielt styrede planlægning, der er udbredt, at hjorte, herunder store trofæbærende dyr, nedlægges i brunsttiden, dvs. typisk i september, hvor disse dyr er stærkest og i et naturligt økosystem vil være meget lidt eksponeret for prædation. Denne jagtform er populær og udøves på terræner af alle størrelser uden koordinering med naboterræner, hvilket har resulteret i, at sammensætningen af den danske bestand af kronvildt er unaturlig og i meget omfattende grad mangler voksne hjorte. På mange distrikter lægges ligeledes vægt på afskydning af voksne hinder, hvilket sker ud fra en forestilling om, at bestanden er for stor (overabundant), og afskydning af produktive hinder (typisk fra november til januar) vil medvirke til at reducere bestanden. Disse hinder er ofte stærke dyr og formentlig ikke et typisk bytte i et naturligt økosystem. Ydermere afspejler de jagtformer, der kendetegner dansk jagt på større hjortevildt, formentlig kun i ringe grad en naturlig prædation. Ud over pürsch- og anstandsagt, som er typisk for den tidlige del af jagtsæsonen (brunstjagt), udøves primært selskabsjagter i form af driv- eller trykagt med et større antal jægere. Drivkraften bag dette er fortrinsvis jagtens sociale og kommercielle element, hvor der fordres et stort antal (ofte betalende) jægere. Formålet er desuden at effektivisere jagten, så der opnås stor afskydning på enkeltdage, hvormed jagten gøres økonomisk kosteffektiv, men hvor der også i mange distrikter lægges vægt på, at forstyrrelserne indskrænkes til et kort tidsrum. Uanset baggrunden for den pågældende planlægning af jagt synes den kun i ringe grad at simulere en naturlig prædation fra rovdyr (inklusive mennesker).

Konklusionen er, at jagt muligvis kan erstatte naturlig prædation, men for at sikre en god simuleringsevne kræves der en betydelig tilpasning af den gældende praksis, der er bestemt af lovgivning, traditioner og økonomi. En ændret praksis vil fx indebære jagt i sommerhalvåret med fokus på afskydning af svage dyr, der primært vil være eksponeret for naturlig prædation, og hvor stærke dyr, herunder ikke mindst voksne hjorte og hinder, skånes, samt omlægning i jagtform og jagtplanlægning, således at efterstræbelsen i højere grad simulerer en naturlig prædation.

5.2 Rewilding og habitatdirektivet

Rasmus Ejrnæs

Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

Der er udtrykt usikkerhed om, hvorvidt rewilding og den medfølgende rumlige og tidslige dynamik er forenelig med forpligtigelser til at bevare arter og habitater beskyttet af EU's Habitatdirektiv. Samtidig er der også en erkendelse af, at det går dårligt med bevarelsen af naturtyper og arter, der er beskyttet af habitatdirektivet (Fredshavn m.fl. 2019b), og at der er en udfordring med at få arealerne græsset hensigtsmæssigt ift. biodiversitet under de nuværende rammer for naturpleje (se fx ”Baggrund og formål” i Fløjgaard m.fl. (2017)).

Data fra Landbrugsstyrelsen dokumenterer, at der under de nuværende forhold er mangel på græsning i naturen, og at en stor andel af naturarealerne i dag er helt uden drift. I 2019 er der givet tilsagn om landbrugsstøtte til naturpleje på ca. 20 % af det samlede §3-areal. Dertil kommer, at kun 5-7 % af det samlede areal under plejegræsordningerne i Landdistriktsprogrammet – og dermed blot 1-1,4 % af det samlede terrestriske §3-beskyttede areal – er omfattet af en støtteordning, der kan antages at bidrage positivt til biodiversiteten (dvs. arealer uden grundbetaling og med lavt ”fast græsningstryk”). Andelen af habitatnaturtyperne, der græsses i en støtteordning, der antages at bidrage positivt til biodiversiteten, er større, men der er meget langt igen, før man kan sige, at den beskyttede lysåbne natur er forvaltet målrettet og effektivt ud fra hensynet til biodiversiteten. Rewilding bør altså ikke vurderes som et alternativ til en optimal naturpleje, da denne i dag er mere undtagelsen end reglen, men som et alternativ til den nuværende suboptimale arealdrift, som ofte består i enten hård sommergræsning eller ingen forvaltning, hvilket resulterer i tilgroning af lysåbne naturarealer.

Arter og naturtyper vurderes overvejende som værende i ugunstig bevaringsstatus og tilbagegang, fordi arter, som naturtyperne er udpeget for, mangler eller er i tilbagegang. Hovedårsagerne er typisk næringspåvirkning (via luften, vandet eller direkte tilførsel) og forsurening, mangel på dynamiske processer (græsning, oversvømmelser, grundvandspåvirkning, erosion, aflejringer m.m.), afvanding og mangel på de biologiske substrater, som arterne lever på og af (store træer, dødt ved, blomstrende urter og vedplanter m.m.) (Ejrnæs & Nygaard 2019). Med rewilding med store planteædere og generel genopretning af dynamiske processer vil man altså tage fat i én af hovedårsagerne til tilbagegangen i biodiversiteten. Tilgroning er fx en trussel mod mange arter og også en indikator på ugunstig tilstand af lysåbne naturarealer (Moeslund m.fl. 2019). Vedplanter kan forsøges holdt nede med intensiv sommergræsning eller med maskinel eller manuel rydning af vedplanter. Både rydning og hård sommergræsning indebærer en risiko for homogenisering af arealerne, fjernelse af værdifulde vedplanter, som er levesteder i sig selv, og fjernelse af blomster, som er værdifulde ressourcer osv. Selvom indikatoren for ugunstig tilstand fjernes (vedplanter), så har man altså ikke formået at fjerne eller håndtere årsagen til tilgroningen. Tilgroningen sker i dag især som følge af mangel på naturlige processer, hvor rewilding specifikt bidrager til at genoprette sidstnævnte. Øget plantevækst som følge af næringsbelastning, stigende nedbør og temperatur samt øget CO₂ i atmosfæren medvirker til at forstærke problemet med tilgroning. Selvom tilgroning også kan bekæmpes ved afbrænding er det næppe mange økosystemer, hvor brand alene kan fastholde lysåbne levesteder.

Tilgroning er ikke kun en trussel mod bevaringsstatus i lysåbne naturtyper, men også i skove, hvor overvågningsdata dokumenterer, at nutidens produktionsskove, men også de urørte skove, er mørkere end optimalt for mange af de typiske arter i skovene, herunder lys- og varmeelskende insekter, urteflora og epifytiske laver og mosser. Rewilding vil kunne medvirke til at skabe mere lys i skove udlagt til naturformål.

En mulig forandring igangsat af rewilding kan bestå i en opblødning af de skarpe skel mellem habitattyperne i nutidens kulturlandskab, ved at træer og buske koloniserer lysåben natur, mens lysninger opstår og vedligeholdes af græssende dyr efter stormfald, brand, oversvømmelser og insektangreb i skovnaturen. Herved kan naturtyperne komme til at optræde i mosaikker som fx mellem hede, surt overdrev, tørre krat og stilk-egekrat. Der er næppe tvivl om, at en sådan mosaiknatur er mere naturlig og øger levedmulighederne for en mangfoldighed af arter, men det skaber også udfordringer i forhold til kortlægning og tilstandsvurdering af naturtyperne særskilt. Her har vi dog allerede fleksible systemer, som kan håndtere mosaikforekomster i naturen – noget, som allerede anvendes hyppigt i klitlandskaber, hvor naturtyperne ofte forekommer i mosaik og også kortlægges og tilstandsvurderes som mosaikforekomster.



Selvgroet stilkegeskov med klatrende gedebled i græsningslandskab på Mols. Foto Rasmus Ejrnæs.

Ser man på de andre store trusler mod gunstig bevaringsstatus såsom afvanding, eutrofiering og invasive arter, vurderes rewilding ikke at have en negativ effekt. Tværtimod kan det vise sig mere fremkommeligt at genoprette naturlig hydrologi, når der ikke skal tages særlige hensyn til landbrugsmæssig drift af arealerne, og rewilding kan være en hjælp til reduktion af visse invasive plantearter, som kan vise sig følsomme over for tråd eller nedbidning i vinterhalvåret.

Hvis NOVANA-overvågning, naturtypekortlægning eller besigtigelser viser, at der sker en systematisk succession i de rewildede naturområder med tab af beskyttede habitatnaturtyper eller der sker en forværring af levesteder eller bestande af beskyttede arter, kan det blive nødvendigt at ændre forvaltningen af områderne eller eventuelt foretage supplerende forvaltningstiltag. Sådan er det også i dag, hvor eksempelvis tilgroning af lysåbne habitatnaturtyper kan medføre ændringer i Natura2000-planerne i den kommende planperiode. I rewildingprojekter vil det eksempelvis være relevant at se på, om de relevante dyr er introduceret til området, og om der er behov for andre typer af genopretning såsom naturlig hydrologi eller en ændring i forvaltningen af bestandene af planteædende dyr. Endelig kan man vælge mere håndholdte tiltag såsom frahegning af dyr, manuel rydning af vedplanter eller bekæmpelse af invasive arter. Det er ikke vurderingen at rewilding behøver at udelukke sådanne målrettede plejeindgreb, men det er forventningen at behovet vil falde, når de naturlige processer i økosystemet er genoprettet.

6 Referencer

- Adler, P., Raff, D. & Lauenroth, W. (2001). The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. *Oecologia* 128(4): 465–479.
<https://doi.org/10.1007/s004420100737>
- Albert, A., Auffret, A., Cosyns, E., Cousins, S., D'hondt, B., Eichberg, C., Ey-cott, A., Heinken, T., Hoffmann, M., Jaroszewicz, B., Malo, J., Mårell, A., Mouissie, M., Pakeman, R., Picard, M., Plue, J., Poschlod, P., Provoost, S., Schulze, K. & Baltzinger, C. (2015). Seed dispersal by ungulates as an ecological filter: a trait-based meta-analysis. *Oikos* 124(9): 1109–1120.
<https://doi.org/10.1111/oik.02512>
- Andersson, L. & Appelqvist, T. (1990). Istidens stora växtätare utformade de nemorala och boreonemorala ekosystemen. *Svensk Botanisk Tidskrift* 84: 335–368.
- Aude, E. & Ejrnæs, R. (2005). Bryophyte colonisation in experimental microcosms: The role of nutrients, defoliation and vascular vegetation. *Oikos* 109(2): 323–330. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13268.x>
- Aznar, J.-C. & Desrochers, A. (2008). Building for the future: Abandoned beaver ponds promote bird diversity. *Ecoscience* 15: 250–257.
- Baker, A. G., Cornelissen, P., Bhagwat, S. A., Vera, F. W., & Willis, K. J. (2016). Quantification of population sizes of large herbivores and their long-term functional role in ecosystems using dung fungal spores. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(11), 1273–1281.
- Baker, K. H., Gray, H. W. I., Ramovs, V., Mertzanidou, D, Akın Pekşen, Ç., Bilgin, C. C., Sykes, N. & Hoelzel, A. R. (2017). Strong population structure in a species manipulated by humans since the Neolithic: the European fallow deer (*Dama dama dama*). *Heredity* 119(1): 16–26.
- Bakker, J. P., Poschlod, P., Strykstra, R. J., Bekker, R. M. & Thompson, K. (1996). Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Botanica Neerlandica* 45: 461–490.
- Baltzinger, C., Karimi, S. & Shukla, U. (2019). Plants on the move: Hitchhiking with ungulates distributes diaspores across landscapes. *Frontiers in Ecology and Evolution* 7: 38
- Bar-On, Y. M., Phillips, R. & Milo, R. (2018). The biomass distribution on Earth. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 115(25): 6506–6511.
- Baumann, M., Kuemmerle, T., Elbakidze, M., Ozdogan, M., Radeloff, V. C., Keuler, N. S., Prishchepov, A. V., Kruhlov, I. & Hostert, P. (2011). Patterns and drivers of post-socialist farmland abandonment in Western Ukraine. *Land Use Policy* 28(3): 552–562

Bengtsson, S. & Kanstrup, N. (2014). Krondyrets føde før og nu. I: Kanstrup, N., Madsen, P., Stenkjær, K., Buttenschøn, R.M. & Jensen, A. Kronvildt på Sjælland. Resultater af tre års praksisorienteret forskning og forvaltning. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet. <https://ign.ku.dk/publikationer/rapporter/filer-2015/kronvildt-sjaelland-978-87-7903-682-6.pdf>

Bennett, E. A., Champlot, S., Peters, J., Arbuckle, B. S., Guimaraes, S., Pruvost, M., Bar-David, S., Davis, S. J. M., Gautier, M., Kaczensky, P., Kuehn, R., Mashkour, M., Morales-Muñiz, A., Pucher, E., Tournepiche, J.-F., Uerpmann, H.-P., Bălăşescu, A., Germonpré, M., Gündem, C. Y., Hemami, M.-R., Moullé, P.-E., Ötzan, A., Uerpmann, M., Walzer, C., Grange, T. & Geigl, E.-M. (2017). Taming the late Quaternary phylogeography of the Eurasiatic wild ass through ancient and modern DNA. *PloS one* 12(4): e0174216-e0174216.

Bergamini, A. & Pauli, D. (2001). Effects of increased nutrient supply on bryophytes in montane calcareous fens. *Journal of Bryology* 23(4): 331–339. <https://doi.org/10.1179/jbr.2001.23.4.331>

Bichel, S. (2019). Den politiske ramme for kronvildtforvaltning i Danmark. Oplæg ved konferencen Kronvildt og jordbrug – kan det forenes? Løvenholm Gods, juni 2019. <https://mst.dk/friluftsliv/jagt/raadgivning-om-vildt/hjorte-vildtforvaltning/etisk-jagt/>

Blanckenhorn, W. U., Puniamoorthy, N., Scheffczyk, A. & Römbke, J. (2013). Evaluation of eco-toxicological effects of the parasiticide moxidectin in comparison to ivermectin in 11 species of dung flies. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 89: 15–20.

Blanco, G. 2014. Can livestock carrion availability influence diet of wintering red kites? Implications of sanitary policies in ecosystem services and conservation. *Population Ecology* 56: 593–604.

Boch, S., Müller, J., Prati, D. & Fischer (2018). Low-intensity management promotes bryophyte diversity in grasslands. *Tuexenia* 38: 311–328.

Bokdam, J. & Gleichman, J. M. (2000). Effects of grazing by free-ranging cattle on vegetation dynamics in a continental north-west European heathland. *Journal of Applied Ecology* 37: 415–431.

Bokdam, J. & Wallis de Vries, M. F. (1992). Forage quality as a limiting factor for cattle grazing in isolated Dutch nature reserves. *Conservation Biology* 6(3): 399–408. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1992.06030399.x>

Bokdam, J. (2003). Nature conservation and grazing management. Free-ranging cattle as a driving force for cyclic vegetation succession. PhD thesis. Wageningen University.

Bonte, D. & Maes, D. (2008). Trampling affects the distribution of specialised coastal dune arthropods. *Basic and Applied Ecology* 9(6): 726–734.

Brender et al. (in prep). The European bison's, *Bison bonasus*, impact on pedunculate oak and Norway spruce in Almindingen on the Danish isle of Bornholm.

- Browne S. & Aebischer N. (2005). Studies of West Palearctic birds: Turtle Dove. *British Birds* 98: 58–72.
- Brunbjerg, A. K., Bruun, H. H., Dalby, L., Fløjgaard, C., Frøslev, T. G., Høye, T. T., Goldberg, I., Læssøe, T., Hansen, M. D. D., Brøndum, L., Skipper, L., Fog, K. & Ejrnæs, R. (2018). Vascular plant richness and bioindication predict multi-taxon species richness. *Methods in Ecology and Evolution* 9: 2372–2382.
- Brunbjerg, A. K., Bruun, H. H., Moeslund, J. E., Sadler, J. P., Svenning, J. C. & Ejrnæs, R. (2017). Ecospace: A unified framework for understanding variation in terrestrial biodiversity. *Basic and Applied Ecology* 18: 86–94.
- Brunbjerg, A. K., Jørgensen, G. P., Nielsen, K. M., Pedersen, M. L., Svenning, J. C. & Ejrnæs, R. (2015). Disturbance in dry coastal dunes in Denmark promotes diversity of plants and arthropods. *Biological Conservation* 182: 243–253.
- Brunbjerg, A. K., Svenning, J.-C. & Ejrnæs, R. (2014). Experimental evidence for disturbance as key to the Conservation of dune grassland. *Biological Conservation* 174: 101–110.
- Bruun, H. H. & Poschlod, P. (2006). Why are small seeds dispersed through animal guts: large numbers or seed size per se? *Oikos* 113: 402–411.
- Buchalczyk, T. (1980). The Brown Bear in Poland. *Bears: Their Biology and Management*, 4, 229.
- Bunzel-Drüke, M., Böhm, C., Finck, P., Kämmer, G., Luick, R., Reisinger, E., Riecken, U., Riedl, J., Scharf, M. & Zimball, O. (2008). Praxisleitfaden für Ganzjahresbeweidung in Naturschutz und Landschaftsentwicklung – “Wilde Weiden”. Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. (ABU).
- Bush, E. R., Buesching, C. D., Slade, E. M. & Macdonald, D. W. (2012). Woodland recovery after suppression of deer: Cascade effects for small Mammals, wood mice (*Apodemus sylvaticus*) and bank voles (*Myodes glareolus*). *PLOS ONE* 7: e31404.
- Buttenschøn, R. M. & Buttenschøn, J. (1998). Population dynamics of *Malus sylvestris* stands in grazed and ungrazed seminatural grasslands and fragmented woodlands in Mols Bjerge, Denmark. *Annales Botanici Fennici* 35: 233–246.
- Buttenschøn, R. M. & Gottlieb, L. (2017). Forslag til plan for græsningsdriften i Tofte Skov, Lille Vildmose. IGN, KU.
- Buttenschøn, R. M. & Gottlieb, L. (2019). Skovgræsning med biodiversitetsformål. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet. IGN Rapport.
- Buttenschøn, R. M. (2007). Græsning og høslæt i naturplejen. Miljøministeriet og Skov & Landskab, Københavns Universitet.

- Buttenschøn, R. M. (2008). Effekt af græsning på træer og buske: fra hedeplantage til lysåben græsningsskov. Videnblad Park og Landskab. 2008;(6.6-10).
- Buttenschøn, R. M. 2014. Vejledende græsningstryk for udvalgte naturtyper. IGN, Københavns Universitet.
- Bülow-Olsen, A. (1980). Changes in the species composition in an area dominated by *Deschamsia flexuosa* (L.) trin. as a result of cattle grazing. Biological Conservation 18(4): 257–270. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(80\)90002-6](https://doi.org/10.1016/0006-3207(80)90002-6)
- Baagøe, H. J. & Jensen, T. S. (2007). Dansk Pattedyratlas. Gyldendal.
- Callan, R., Nibbelink, N. P., Rooney, T. P., Wiedenhoeft, J. E. & Wydeven, A. P. (2013). Recolonizing wolves trigger a trophic cascade in Wisconsin (USA). Journal of Ecology 101(4): 837–845.
- Carignan, V. & Villard, M. (2002). Selecting indicator species to monitor ecological integrity: A review. Environmental Monitoring and Assessment 78: 45–61.
- Carver, S. (2019). Rewilding through land abandonment. In Pettoirelli, N., Durrant, S. M. & du Toit, J. T. (Eds), Rewilding (pp. 99–122). Cambridge University Press.
- Cebrian, J. (2015). Energy flows in ecosystems. Science 349(6252): 1053–1054.
- Chandler, R. B., King, D. I. & DeStefano, S. (2009). Scrub-shrub bird habitat associations at multiple spatial scales in beaver meadows in Massachusetts. The Auk 126: 186–197.
- Chapron, G., Kaczensky, P., Linnell, J. D. C., Von Arx, M., Huber, D., Andrén, H., López-Bao, J. V., Adamec, M., Álvares, F., Anders, O., Balečiasukas, L., Balys, V., Bedő, P., Bego, F., Blanco, J. C., Breitenmoser, U., Brøseth, H., Bufka, L., Bunikyte, R., Ciucci, P., Dutsov, A., Engleder, T., Fuxjäger, C., Groff, C., Holmala, K., Hoxha, B., Iliopoulos, Y., Ionescu, O., Jeremić, J., Jerina, K., Kluth, G., Knauer, F., Kojola, I., Kos, I., Krofel, M., Kubala, J., Kunovac, S., Kusak, J., Kutal, M., Liberg, O., Majić, A., Männil, P., Manz, R., Marboutin, E., Marucco, F., Melovski, D., Mersini, K., Mertzanis, Y., Mysłajek, R. W., Nowak, S., Odden, J., Ozolins, J., Palomero, G., Paunović, M., Persson, J., Potoečnik, H., Quenette, P. Y., Rauer, G., Reinhardt, I., Rigg, R., Ryser, A., Salvatori, V., Skrbinišek, T., Stojanov, A., Swenson, J. E., Szemethy, L., Trajçe, A., Tsingarska-Sedefcheva, E., Váňa, M., Veeroja, R., Wabakken, P., Wölfl, M., Wölfl, S., Zimmermann, F., Zlatanova, D. & Boitani, L. (2014). Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. Science 346(6216): 1517–1519.
- Child, M. F., Selier, S. A. J., Radloff, F. G. T., Taylor, W. A., Hoffmann, M., Nel, L., Power, R. J., Birss, C., Okes, N. C., Peel, M. J., Mallon, D. & Davies-Mostert, H. (2019). A framework to measure the wildness of managed large vertebrate populations. Conservation Biology 33(5): 1106–1119
- Chollet, S., Baltzinger, C., Le Saout, S. & Martin J. S. (2014). A better world for Bryophytes? A rare and overlooked case of positive community-wide effects of browsing by overabundant deer. Ecoscience 20(4): 352–360. <https://doi.org/10.2980/20-4-3627>

Christensen, C. L. (2020). Jægerne til Verdens Skove: Indhegnede reservater i ikke natur. Altinget. 17. august 2020. <https://www.altinget.dk/miljoe/artikel/jaegerforbund-hoeje-hegn-er-ikke-natur>

Churski, M., Bubnicki, J., Jędrzejewska, B., Kuijper, D. & Cromsigt, J. (2017). Brown world forests: Increased ungulate browsing keeps temperate trees in recruitment bottlenecks in resource hotspots. *New Phytologist* 214(1): 158–168.

Churski, M., Bubnicki, J., Jędrzejewska, B., Kuijper, D. & Cromsigt, J. (2017). Brown world forests: Increased ungulate browsing keeps temperate trees in recruitment bottlenecks in resource hotspots. *New Phytologist* 214(1): 158–168. <https://doi.org/10.1111/nph.14345>

Clausen, K. K., Madsen, J., Nolet, B. A. & Haugaard, L. (2018). Maize stubble as foraging habitat for wintering geese and swans in northern Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 259: 72–76.

Clausen, K. K., Stjernholm, M. & Clausen, P. (2013). Grazing management can counteract the impacts of climate change-induced sea level rise on salt marsh-dependent waterbirds. *Journal of Applied Ecology* 50: 528–537.

Clausen, P. & Kahlert, J. (red.) (2010). Ynglefugle i Tøndermarsken og Margrethe Kog 1975- 2009. En analyse af udviklingen i fuglenes antal og fordeling med anbefalinger til forvaltningstiltag. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, 206 s. Faglig rapport fra DMU nr. 778.

Clausen, P., Hounisen, J. P., Asferg, T., Thorup, O., Nielsen, H. H. & Vissing, M. S. (2016). Ynglefugle i Tøndermarsken og Margrethe Kog 1975-2015. Evaluering af effekten af en intensiveret rævebekæmpelse og evidensbaserede anbefalinger til forvaltningstiltag. Videnskabelig rapport fra Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 160, 84 s.

Clausen, P., Therkildsen, O. R., Nielsen, R. D. & Holm, T. E. (2017). Kortlægning af levesteder med forslag til målsætning og tilstandsvurdering for rastende vandfuglefuglearter. Arter tilknyttet bundvegetation, enge og moser. Videnskabelig rapport fra Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 248, 120 s.

Cooke, H. A. & Zack, S. (2008). Influence of beaver dam density on riparian areas and riparian birds in shrubsteppe of Wyoming. *Western North American Naturalist* 68: 365–373.

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.

Cooper, S. M. & Owen-Smith, N. (1986). Effects of plant spinescence on large mammalian herbivores. *Oecologia* 68: 446–455.

Coppedge, B. R. (2009). Patterns of bison hair use in nests of tallgrass prairie birds. *The Prairie Naturalist* 41: 110–115.

Coppedge, B. R. 2010. Bison hair reduces predation on artificial bird nests. *Bulletin of the Oklahoma Ornithological Society* 43: 13-16.

- Corlett, R. T. (2016). Restoration, reintroduction, and rewilding in a Changing World. *Trends in Ecology and Evolution* 31(6): 453–462.
- Cornelissen, P. (2017). Large herbivores as a driving force of woodland-grassland cycles. PhD thesis, Wageningen University, Wageningen, NL.
- Cornelissen, P., Bokdam, J., Sykora, K. & Berendse, D. (2014). Effects of large herbivores on wood pasture dynamics in a European wetland system. *Basic and Applied Ecology* 15(5): 396–406.
- Cosyns, E. & Hoffmann, M. (2005). Horse dung germinable seed content in relation to plant species abundance, diet composition and seed characteristics. *Basic and Applied Ecology* 6(1): 11–24.
<https://doi.org/10.1016/j.baae.2004.09.012>.
- Cosyns, E., Claerbout, S., Lamoot, I. & Hoffmann, M. (2005). Endozoochorous seed dispersal by cattle and horse in a spatially heterogeneous landscape. *Plant Ecology* 178(2): 149–162
- Couvreur, M., Christiaen, B., Verheyen, K. & Hermy, M. (2004). Large herbivores as mobile links between isolated nature reserves through adhesive seed dispersal. *Applied Vegetation Science* 7: 229–236.
[https://doi.org/10.1658/1402-2001\(2004\)007\[0229:LHMLB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1658/1402-2001(2004)007[0229:LHMLB]2.0.CO;2)
- Coz, D. M. & Young, J. C. (2020). Conflicts over wildlife conservation: Learning from the reintroduction of beavers in Scotland. *People and Nature* 2(2): 406–419.
- Crees, J. J., & Turvey, S. T. (2014). Holocene extinction dynamics of *Equus hydruntinus*, a late-surviving European megafaunal mammal. *Quaternary Science Reviews*, 91, 16-29.
- Crees, J. J., Carbone, C., Sommer, R.S., Benecke, N. & Turvey, S. T. (2016). Millennial-scale faunal record reveals differential resilience of European large mammals to human impacts across the Holocene. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 283(1827): 20152152.
- Cresswell, E. G. & Grime, J. P. (1981). Induction of light requirement during seed development and its ecological consequences. *Nature* 291: 583–585.
- Cromsigt, J. P. G. M., Kemp, Y. J. M., Rodriguez, E. & Kivit, H. (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.
- Cromsigt, J. P. G. M., Kuijper, D. P. J., Adam, M., Beschta, R. L., Churski, M., Eycott, A., Kerley, G. I. H., Mysterud, A., Schmidt, K. & West, K. (2013). Hunting for fear: innovating management of human–wildlife conflicts. *Journal of Applied Ecology* 50(3): 544–549.
- Cromsigt, J. P. G. M., Kuijper, D. P. J., Adam, M., Beschta, R. L., Churski, M., Eycott, A., Kerley, G. I. H., Mysterud, A., Schmidt, K. & West, K. (2013). Hunting for fear: innovating management of human–wildlife conflicts *Journal of Applied Ecology* 50: 544–549 doi:10.1111/1365-2664.12076

- Czech, A. & Lisle, S. (2003). Understanding and solving the beaver (*Castor fiber* L.) human-conflict: An opportunity to improve the environment and economy of Poland. *Denisia* 9(2): 91–98.
- Dahlberg, A. & Stokland, J. N. (2004). Vedlevande arters krav på substrat. Skogsstyrelsen, rapport, 7: 1–74.
- Danell, K., Bergström, R. & Edenius, L. (1994). Effects of large mammalian browsers on architecture, biomass and nutrients of woody plants. *Journal of Mammalogy* 75: 833–344.
- Danell, K., Bergström, R., Edenius, L. & Ericsson, G. (2003). Ungulates as drivers of tree population dynamics at module and genet levels. *Forest Ecology and Management* 181(1): 67–76. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00116-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00116-6)
- Danmarks Statistik (1969). Landbrugsstatistik 1900-1965: husdyrhold og animalsk produktion samt foderforbrug, bind 2.
- Davidson, K. E., Fowler, M. S., Skov, M. W., Forman, D., Alison, J., Botham, M., Beaumont, N. & Griffin, J. N. (2020). Grazing reduces bee abundance and diversity in saltmarshes by suppressing flowering of key plant species. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 291: 106760.
- deCalesta, D.S. (1994). Effect of white-tailed deer on songbirds within managed forests in Pennsylvania. *Journal of Wildlife Management* 58: 711–718.
- Deinet, S., Ieronymidou, C., McRae, L., Burfield, I. J., Foppen, R. P., Collen, B. & Böhm, M. (2013). Wildlife comeback in Europe: The recovery of selected mammal and bird species. Final report to Rewilding Europe by ZSL, BirdLife International and the European Bird Census Council. London, UK: ZSL.
- Dennis, P., Young, M. R. & Gordon, I. J. (1998). Distribution and abundance of small insects and arachnids in relation to structural heterogeneity of grazed, indigenous grasslands. *Ecological Entomology* 23: 253–264.
- Diedrich, C. G. (2011). Late Pleistocene steppe lion *Panthera leo spelaea* (Goldfuss, 1810) footprints and bone records from open air sites in northern Germany – Evidence of hyena-lion antagonism and scavenging in Europe. *Quaternary Science Reviews* 30(15): 1883–1906.
- Diedrich, C. G. (2013). Late Pleistocene leopards across Europe – northernmost European German population, highest elevated records in the Swiss Alps, complete skeletons in the Bosnia Herzegovina Dinarids and comparison to the Ice Age cave art. *Quaternary Science Reviews* 76: 167–193.
- Doboszewski, P., Doktór, D., Jaworski, Z., Kalski, R., Kułakowska, G., Łojek, J., Płachocki, D., Ryś, A., Tylkowska, A., Zbyryt, A. & Górecka-Bruzda, A. (2017). Konik polski horses as a mean of biodiversity maintenance in post-agricultural and forest areas: an overview of Polish experiences. *Animal Science Papers & Reports* 35: 333–347.
- Donald, P. F., Haycock, D. & Fuller, R.J. (1997). Winter bird communities in forest plantations in western England and their response to vegetation, growth stage and grazing. *Bird Study* 44: 206–219.

Donlan, C. J., Berger, J., Bock, C. E., Bock, J. H., Burney, D. A., Estes, J. A., Foreman, D., Martin, P. S., Roemer, G. W., Smith, F. A., Soulé, M. E. & Greene, H. W. (2006). Pleistocene rewilding: An optimistic agenda for twenty-first century conservation. *American Naturalist* 168(5): 660–681.

Donlan, J., Greene, H. W., Berger, J., Bock, C. E., Bock, J. H., Burney, D. A., Estes, J. A., Foreman, D., Martin, P. S., Roemer, G. W., Smith, F. A. & Soulé, M. E. (2005). Re-wilding North America. *Nature* 436(7053): 913–914.

Donovan, I. (2013). Wild Thing: the effect of re-wilding on the densities of a group of Bird of Conservation Concern species. MSc thesis, Imperial College London.

<https://static1.squarespace.com/static/595ca91bebbd1a1d0aaab285/t/5aa296caf9619afb7ed77806/1520604877820/The+re-wilding+effect+2013+-+Issy+Donavan.pdf>

Dumont, B., Rook, A. J., Coran, C. & Röver, K. U. (2007). Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems. 2. Diet selection. *Grass and Forage Science* 62: 159–171.

Ebrahimi, A., Milotic, T. & Hoffmann, M. (2010). A herbivore specific grazing capacity model accounting for spatio-temporal environmental variation: A tool for a more sustainable nature conservation and rangeland management. *Ecological Modelling* 221(6): 900–910.

Edward, P. J. & Hollis, S. (1982). The distribution of excreta on New Forest grassland used by cattle, ponies and deer. *Journal of Applied Ecology* 19(3): 953–964. <https://doi.org/10.2307/2403296>

Ejrnæs, R. & Nygaard, B. (2019). Hvad skal der til for at opnå gunstig bevaringsstatus efter Habitatdirektivet og standse tab af biodiversitet i Danmark? DCE, Aarhus Universitet, Aarhus Universitet.

Ejrnæs, R., Kjær, C. & Nygaard, B. (red) m.fl. in prep. Danmarks Biodiversitet 2020: status, udvikling og trusler, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.

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

Elmeros, M. & Therkildsen, O. R. (2017). Bestandsudvikling og udbredelse af bæver i Jylland i foråret 2017. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.

Erb, J. D. & Boyce, M. S. (1999). Distribution of population declines in large mammals. *Conservation Biology* 13(1): 199–201.

Eskildsen, A., Carvalheiro, L. G., Kissling, W. D., Biesmeijer, J. C., Schweiger, O. & Hoyer, T. T. (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.

Evans, M. (2013). Influences of grazing and landscape on bee pollinators and their floral resources in rough fescue prairie. Master Thesis, University of Calgary, Calgary.

Eycott, A., Watkinson, A., Hemami, M. & Dolman, P. (2007). The dispersal of vascular plants in a forest mosaic by a guild of mammalian herbivores. *Oecologia* 154(1): 107–118. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0812->

Faunaforst (2013). Naturpleje med græsningsdyr på forsvarrets terræner: en analyse af muligheder, begrænsninger, fordele og ulemper.

Faurby, S. & Araújo, M. B. (2018). Anthropogenic range contractions bias species climate change forecasts. *Nature Climate Change* 8(3): 252–256.

Faurby, S. & Svenning, J. C. (2015). Historic and prehistoric human-driven extinctions have reshaped global mammal diversity patterns. *Diversity and Distributions* 21(10): 1155–1166.

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

Felton, A. M., Felton, A., Crooms, J. P. G. M., Edenius, L., Malmsten, J. & Wam, H. K. (2017). Interactions between ungulates, forests, and supplementary feeding: the role of nutritional balancing in determining outcomes. *Mammal Research*, 62(1): 1–7.

Flowerdew, J.R. & Ellwood, S.A. (1989). Impacts of woodland deer on small mammal ecology. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 74: 277–287.

Fløjgaard, C., Bladt, J. & Ejrnæs, R. (2017). Naturpleje og arealstørrelser med særligt fokus på Natura 2000 områderne. Videnskabelig rapport fra Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 228, 58 s.

Fløjgaard, C., Haugaard, L., de Barba, M., Taberlet, P. & Ejrnæs, R. (2016). Fødevalg hos kronstyr i Klelund Dyrehave. Undersøgelse af den rumlige og tidsmæssige variation i kronstyrernes fødevalg. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 60 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 190 <http://dce2.au.dk/pub/SR190.pdf>.

Fløjgaard, C., Pedersen, P. B., Sandom, C. J., Svenning, J.-C. & Ejrnæs, R. (2020). Exploring a natural baseline for large herbivore biomass. *bioRxiv* 2020.02.27.968461. doi: <https://doi.org/10.1101/2020.02.27.968461>

Forchhammer, M. C., Stenseth, N. C., Post, E. & Landvatn, R. (1998). Population dynamics of Norwegian red deer: density–dependence and climatic variation. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 265(1393): 341–350.

Forsvarets Byggnings- og Etablissementstjeneste (2013). Borris Skydeterræn, Drifts- og plejeplan 2013-2017. <http://www.ejendomsstyrelsen.dk/Publikationer/Documents/Borris%20Skydeterræn%20Drifts-%20og%20plejeplan%202013-2027.pdf>

- Foster C. N., Barton P. S. & Lindenmayer D. B. (2014). Effects of large native herbivores on other animals. *Journal of Applied Ecology* 51: 929–938.
- Fox, A.D. & Abraham, K.F. 2017. Why geese benefit from the transition from natural vegetation to agriculture. *Ambio* 46, Suppl 2: 188–197.
- Fredshavn, J. R., Holm, T. E., Clausen, K. K., Therkildsen, O. R. & Dalby, L. (2016). Tilstandsvurdering af levesteder for skovfugle – 5 Natura 2000-udpegningsarter. Videnskabelig rapport fra Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 191, 34 s.
- Fredshavn, J., Nielsen, R. D., Holm, T. E., Flensted, K. N., Palm, D., Skov, F. & Boutrup, S. (2019a). Status og udvikling i fuglebestande i Danmark.
- Fredshavn, J., Nygaard, B., Ejrnæs, R., Damgaard, C., Therkildsen, O. R., Elmeros, M., Wind, P., Johansson, L. S., Alnøe, A. B., Dahl, K., Nielsen, E. H., Pedersen, H. B., Sveegaard, S., Galatius, A. & Teilmann, J. (2019b). Bevaringsstatus for naturtyper og arter. Habitatdirektivets Artikel 17 rapportering. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. nr. 340.
- Furness, R. W. (1988). Predation on ground-nesting seabirds by island populations of red deer *Cervus elaphus* and sheep *Ovis*. *Journal of Zoology* 216: 565–573.
- Galetti, M., Moleón, M., Jordano, P., Pires, M. M., Guimarães Jr., P. R., Pape, T., Nichols, E., Hansen, D., Olesen, J. M., Munk, M., de Mattos, J. S., Schweiger, A. H., Owen-Smith, N., Johnson, C. N., Marquis, R. J. & Svenning, J.-C. (2018). Ecological and evolutionary legacy of megafauna extinctions. *Biological Reviews* 93(2): 845–862.
- Garrido, P., Mårell, A., Öckinger, E., Skarin, A., Jansson, A. & Thulin, C. (2019). Experimental rewilding enhances grassland functional composition and pollinator habitat use. *Journal of Applied Ecology* 56(4): 946–955. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13338>
- Gashchak, S. & Paskevych, S. (2019). Przewalski's horse (*Equus ferus przewalskii*) in the Chornobyl Exclusion Zone after 20 years of introduction. *Theriologia Ukrainica* 18, 80–100.
- Gilhaus, K. & Hölzel, N. (2016). Seasonal variations of fodder quality and availability as constraints for stocking rates in year-round grazing schemes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 234: 5–15. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.03.013>
- Gilhaus, K., Boch, S., Fischer, M., Hölzel, N., Kleinebecker, T., Klaus, V. H. (2017). Grassland management in Germany: effects on plant diversity and vegetation composition. *Tuexenia* 37: 379–397. doi: 10.14471/2017.37.010
- Gilhaus, K., Stelzner, F. & Hölzel, N. (2014). Cattle foraging habits shape vegetation patterns of alluvial year-round grazing systems. *Plant Ecology* 215(2): 169–179. <https://doi.org/10.1007/s11258-013-0287-6>
- Gill, R. M. A. & Beardall, V. (2001). The impact of deer on woodlands: the effects of browsing and seed dispersal on vegetation structure and composition. *Forestry* 74: 209–218.

- Gill, R. M. A. & Fuller, R. J. (2007). The effects of deer browsing on woodland structure and songbirds in lowland Britain. *Ibis* 149: 119-127.
- Gill, R. M. A. (2006). The influence of large herbivores on tree recruitment and forest dynamics, pp. 170-202 I: Danell, K., Bergström, R., Duncan, P., Pastor, J. (eds.) (2006). *Large Herbivore Ecology. Ecosystem Dynamics and Conservation*. Cambridge University Press.
- Gordon, I. J. & Illius, A. W. (1989). Resource partitioning by ungulates on the Isle of Rhum. *Oecologia* 79: 383-389.
- Gordon, I. J. (2006) Restoring the function of grazed ecosystems. In: Danell, K., Bergström, R., Duncan P., Pastor J. & Olff H. (Eds) *Large herbivore ecology and ecosystem dynamics*. Cambridge Univ. Press. pp 449-467.
- Gortázar, C., Acevedo, P., Ruiz-Fons, F. & Vicente, J. (2006). Disease risks and overabundance of game species. *European Journal of Wildlife Research* 52(2): 81-87.
- Gregory, R. D., van Strien, A., Vorisek, P., Meyling, A. W. G., Noble, D. G., Foppen, R. P. B. & Gibbons, D. W. (2005). Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 360: 269-288.
- Grime, J. P. (1983). *Plant strategies & Vegetation processes*. John Wiley & Sons, LTD.
- Grover, A.M. & Baldassarre, G.A. 1995. Bird species richness within beaver ponds in south-central New York. *Wetlands* 15: 108-118.
- Gundersen, P. & Buttenschøn, R. M. (2005). Vegetationsudvikling og nitratudvaskning ved ændret arealanvendelse – eng, overdrev og skovrejsning i Drastrupprojektet 1998-2005, Aalborg Kommune og Forskningscentret for Skov & Landskab, 50 sider
- Hagstrup, M., Bruhn, D., Olsen, K., Lukassen, M. & Pertoldi, C. (2020). Molecular study of the diet diversity of Exmoor-ponies (*Equus ferus caballus*). *Genetics and Biodiversity Journal* 4: 44-52.
- Halberg, K. & Gregersen, J. (2010). *Vorsø - et fristed for naturen*. Eigil Holms Forlag.
- Halley, D. J. & Rosell, F. (2002). The beaver's reconquest of Eurasia: status, population development and management of a conservation success. *Mammal Review* 32(3): 153-178
- Hansen, M. D. D. (2008). Skarnbasser og andre møgdyr. *Natur og Museum*, 47. årg. Nr. 2. 35 s. Naturhistorisk Museum.
- Harestad, A. S & Keisker, D. G. (1989). Nest tree use by primary cavity-nesting birds in south central British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 67: 1067-1073.

- Harmer, R., Kiewitt, A., Morgan, G. & Gill, R. (2010). Does the development of bramble (*Rubus fruticosus* L. agg.) facilitate the growth and establishment of tree seedlings in woodlands by reducing deer browsing damage? *Forestry* 83(1): 93–102. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpp032>
- Hartvig, I., Howe, Schmidt, E. N. B., Nielsen, J. J. L., Pertoldi, C., Buttenschøn, R. M.. (2020). Diet of the European bison (*Bison bonasus*) in a forest habitat estimated by DNA barcoding. *Mammal Research*.
- Hatton, I. A., McCann, K. S., Fryxell, J. M., Davies, T. J., Smerlak, M., Sinclair, A. R. E. & Loreau, M. (2015). The predator-prey power law: Biomass scaling across terrestrial and aquatic biomes. *Science* 349(6252).
- Hedwall, P.-O., Churski, M., Jędrzejewska, B., Miścicki, S. & Kuijper, D. P. J. (2018). Functional composition of temperate forest trees under chronic ungulate herbivory. *Journal of Vegetation Science* 29(2): 179–188.
- Hedwall, P.-O., Churski, M., Jędrzejewska, B., Miścicki, S. & Kuijper, D. P. J. (2018). Functional composition of temperate forest trees under chronic ungulate herbivory. *Journal of Vegetation Science* 29(2): 179–188. <https://doi.org/10.1111/jvs.12623>
- Heilmann-Clausen, J., Læssøe, T., Frøslev, T. G. & Petersen, J. H. (2019). Danmarks Svampeatlas 2009–2013. Svampetryk.
- Heinken, T., Hanspach, H., Raudnitschka, D. & Schaumann, F. (2002). Dispersal of vascular plants by four species of wild mammals in a deciduous forest in NE Germany. *Phytocoenologia* 32(4): 627–643. doi: 10.1127/0340-269X/2002/0032-0627
- Heinken, T., Lees, R., Raudnitschka, D. & Runge, S. (2001). Epizoochorous dispersal of bryophyte stem fragments by roe deer (*Capreolus capreolus*) and wild boar (*Sus scrofa*). *Journal of Bryology* 23(4): 293–300. <https://doi.org/10.1179/jbr.2001.23.4.293>
- Helmer, W., Saavedra, D., Sylvén, M. & Schepers, F. (2015). Rewilding Europe: A New Strategy for an Old Continent. In Pereira, H. M. & Navarro, L. M. (Eds), *Rewilding European Landscapes* (pp. 171–190). Springer.
- Henning, K., Lorenz, A., von Oheimb, G., Härdtle, W. & Tischew, S. (2017a). Year-round cattle and horse grazing supports the restoration of abandoned, dry sandy grassland and heathland communities by suppressing *Calamagrostis epigejos* and enhancing species richness. *Journal for Nature Conservation* 40: 120–130. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2017.10.009>
- Henning, K., von Oheimb, G., Härdtle, W., Fichtner, A. & Tischew, S. (2017b). The reproductive potential and importance of key management aspects for successful *Calluna vulgaris* rejuvenation on abandoned continental heaths. *Ecology and Evolution* 7: 2091–2100.
- Hester, A., Ednius, L., Buttenschøn, R. M. & Kuiters, L. (2000). Interactions between forests and herbivores: the role of controlled grazing experiments. *Forestry* 73: 371–381.

- Hester, A., Millard, P., Baillie, G., Wendler, R. (2004). How does timing of browsing affect above- and below-ground growth of *Betula pendula*, *Pinus sylvestris* and *Sorbus aucuparia*? *Oikos* 105(3): 536–550.
- Hodder, K. H., Bullock, J. M., Buckland, B. C. & Kirby, K. J., (2005). Large herbivores in the wildwood and in modern naturalistic grazing systems. English Nature, Peterborough.
- Hofmann, R. R. (1989). Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system. *Oecologia* 78(4): 443–457.
- Holt, C. A., Fuller, R. J. & Dolman, P. M. (2011). Breeding and post-breeding responses of woodland birds to modification of habitat structure by deer. *Biological Conservation* 144: 2151–2162.
- Hopcraft, J. G. C., T. M. Anderson, S. Pérez-Vila, E. Mayemba & H. Olf (2012). Body size and the division of niche space: food and predation differentially shape the distribution of Serengeti grazers. *Journal of Animal Ecology* 81(1): 201–213.
- Hopcraft, J. G., H. Olf & A. R. Sinclair (2010). Herbivores, resources and risks: alternating regulation along primary environmental gradients in savannas. *Trends in Ecology and Evolution* 25(2): 119–128.
- Hope, S. (2002). The Mesozoic Radiation of Neornithes. Pp. 339–388 In: Chiappe, L. M. & Witmer, L. M. (Eds). *Mesozoic Birds: Above the Heads of Dinosaurs*. University of California Press.
- Hovick, T. J., Elmore, R. D. & Fuhlendorf, S. D. (2014). Structural heterogeneity increases diversity of non-breeding grassland birds. *Ecosphere* 5: 62.
- Hovick, T. J., Elmore, R. D., Fuhlendorf, S. D., Engle, D. M. & Hamilton, R. G. (2015). Spatial heterogeneity increases diversity and stability in grassland bird communities. *Ecological Applications* 25: 662–672.
- Ickes, K. (2001). Hyper-abundance of native wild pigs (*Sus scrofa*) in a lowland Dipterocarp rain forest of Peninsular Malaysia. *Biotropica* 33(4): 682–690.
- ICMO (2006). Reconciling nature and human interests. Report of the International Committee on the Management of large herbivores in the Oostvaardersplassen (ICMO). The Hague / Wageningen, Netherlands.
- ICMO2 (2010). Natural processes, animal welfare, moral aspects and management of the Oostvaardersplassen. Report of the second International Commission on Management of the Oostvaardersplassen (ICMO2). The Hague / Wageningen, Netherlands.
- Illius, A. W. & Gordon, I. J. (1993). Diet selection in mammalian herbivores: constraints and tactics. *Diet Selection. An Interdisciplinary Approach to Foraging Behaviour*.
- Isacch, J. P. & Cardoni, D. A. (2011). Different grazing strategies are necessary to conserve endangered Grassland birds in short and tall salty grasslands of the flooding Pampas. *The Condor* 112: 724–734.

Jackson, S. T. & Sax, D. F. (2010). Balancing biodiversity in a changing environment: extinction debt, immigration credit and species turnover. *Trends in Ecology and Evolution* 25: 153160.

Jacquemyn, H., Mechelen, C., Brys, R. & Honnay, O. (2011). Management effects on the vegetation and soil seed bank of calcareous grasslands: An 11-year experiment. *Biological Conservation* 144(1), 416–422.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.020>

Janzen, D. H. (1982). Differential seed survival and passage rates in cows and horses, surrogate Pleistocene dispersal agents. *Oikos* 38(2): 150–156.
doi:10.2307/3544014

Jaroszewicz, B., Piroznikow, E. & Sondej, I. (2013). Endozoochory by the guild of ungulates in Europe's primeval forest. *Forest Ecology and Management* 305: 21–28.

Jarvie, S. & Svenning, J.-C. (2018). Using species distribution modelling to determine opportunities for trophic rewilding under future scenarios of climate change. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 373(1761): 20170446

Jędrzejewska, B., Jędrzejewski, W., Bunevich, A. N., Miłkowski, L. & Kasiński, Z. A. (1997). Factors shaping population densities and increase rates of ungulates in Białowieża Primeval Forest (Poland and Belarus) in the 19th and 20th centuries. *Acta Theriologica* 42(4): 399–451.

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

Jensen, K. & Gutekunst, K. (2003). Effects of litter on establishment of grassland plant species: the role of seed size and successional status. *Basic and Applied Ecology* 4(6), 579–587. <https://doi.org/10.1078/1439-1791-00179>

Jepson, P. (2018). Rewilding's next generation will mean no more reserves full of starving animals. Retrieved August 12, 2020, from <https://theconversation.com/rewildings-next-generation-will-mean-no-more-reserves-full-of-starving-animals-96140>

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

Johansson, B. K. & Nord-Larsen, T. (2017). Sagsnotat Skovbevoksede moser. Udarbejdet for Miljøstyrelsen

Johns, D. (2019). History of rewilding: ideas and practice. In Pettorelli, N., Durrant, S. M. & du Toit, J. T. (Eds), *Rewilding* (pp. 12–99). Cambridge University Press.

Kanstrup, N. (2016). Danske jagtvæsner anno 2016. Dansk Jagtakademi. Rapport 1605-10. <http://www.herregaardsjaegeren.dk/rapporter/danske-jag-tvaesner-anno-2016>

Kapás, P., Kimberley, A. Cousins, S.A.O. (2020). Grazing livestock increases both vegetation and seed bank diversity in remnant and restored grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 31(6), 1053–1065.

<https://doi.org/10.1111/jvs.12956>

Kepfer-Rojas, S., Schmidt, I. K., Ransijn, J., Riis-Nielsen, T. & Verheyen, K. (2014). Distance to seed sources and land-use history affect forest development over a long-term heathland to forest succession. *Journal of Vegetation Science* 25(6): 1493–1503.

Kerley, G. I. H., Kowalczyk, R. & Cromsigt, J. P. G. M. (2012). Conservation implications of the refugee species concept and the European bison: king of the forest or refugee in a marginal habitat? *Ecography* 35(6): 519–529.

Kirsch, L. (1969). Waterfowl production in relation to grazing. *Journal of Wildlife Management* 33: 821–828.

Kjær, C., Ehlers, B., Bruus, M., Hansen, M. D. D., Hansen, R. R., Holmstrup, M., Høye, T. T., Jensen, J., Offenberg, J., Strandberg, B., Strandberg, M. & Wi-berg-Larsen, P. (2020). Insekters tilbagegang. Hvilke insekter går tilbage, hvorfor og hvad kan der gøres? Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 106 s. - Videnskabelig rapport nr. 388.

<http://dce2.au.dk/pub/SR388.pdf>

Kleinebecker, T., Weber, H. & Hoelzel, N. (2011). Effects of grazing on seasonal variation of aboveground biomass quality in calcareous grasslands. *Plant Ecology* 212: 1563–1576. doi: 10.1007/s11258-011-9931-1

Kmecl, P. & Denac, K. (2018). The effects of forest succession and grazing intensity on bird diversity and the conservation value of a Northern Adriatic karstic landscape. *Biodiversity and Conservation* 27: 2003–2020.

Koenigswald, W. v., Schwermann, A. H., Keiter, M. & Menger, F. (2019). First evidence of Pleistocene *Bubalus murrensis* in France and the stratigraphic occurrences of *Bubalus* in Europe. *Quaternary International* 522: 85–93.

Koskimies, P. (1989). Birds as a tool in environmental monitoring. *Annales Zoologici Fennici* 26: 153–166.

Kowalczyk, R., Taberlet, P., Coissac, E., Valentini, A., Miquel, C., Kamiński, T. & Wójcik, J. M. (2011). Influence of management practices on large herbivore diet-Case of European bison in Białowieża Primeval Forest (Poland). *Forest Ecology and Management* 261(4): 821–828.

Kreuss, A. & Tschardtke, T. (2002). Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in g

Kruse, A. & Bowen, B. 1(996). Effects of grazing and burning on densities and habitats of breeding ducks in North Dakota. *Journal of Wildlife Management* 60: 233–246.

Kuemmerle, T., Radeloff, V. C., Perzanowski, K., Kozlo, P., Sipko, T., Khoyetsky, P., Bashta, A.-T., Chikurova, E., Parnikoza, I., Baskin, L., Angelstam, P. & Waller, D. M. 2011). Predicting potential European bison habitat across its former range. *Ecological Applications* 21(3): 830–843.

- Kuijper, D. P. J., Cromsigt, J. P. G. M., Jędrzejewska, B., Miścicki, S., Churski, M., Jędrzejewski, W. & Kweczlich, I. (2010). Bottom-up versus top-down control of tree regeneration in the Białowieża Primeval Forest, Poland. *Journal of Ecology* 98(4): 888–899.
- Kuijper, D. P. J., de Kleine, C., Churski, M., van Hooft, P., Bubnicki, J. & Jędrzejewska, B. (2013). Landscape of fear in Europe: wolves affect spatial patterns of ungulate browsing in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Ecography* 36(12): 1263–1275.
- Kuijper, D., Cromsigt, J., Churski, M., Adam, B., Jędrzejewska, B. & Jędrzejewski, W. (2009). Do ungulates preferentially feed in forest gaps in European temperate forest? *Forest Ecology and Management*, 258(7): 1528–1535.
- Kuiters, A. & Slim, P. (2003). Tree colonisation of abandoned arable land after 27 years of horse-grazing: the role of bramble as a facilitator of oak wood regeneration. *Forest Ecology and Management* 1–2.
- Kurtén, B. (1968). *Pleistocene Mammals of Europe*. London, Transaction Publishers.
- Köhler, M., Hiller, G. & Tischew, S. (2016). Year-round horse grazing supports typical vascular plant species, orchids and rare bird communities in a dry calcareous grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 234: 48–57.
- Lamoot, I., Meert, C. & Hoffmann, M. (2005). Habitat use of ponies and cattle foraging together in a coastal dune area. *Biological Conservation*, 122(4), 523–536
- Lang, G. (1994). *Quartäre Vegetationsgeschichte Europas: Methoden und Ergebnisse*.
- Laursen, J. (2009). *Herregårdsjagt i Danmark*. Gads Forlag. ISBN 9788712045021.
- le Roux, E., D. G. Marneweck, G. Clinning, D. J. Druce, G. I. H. Kerley, and J. P. G. M. Cromsigt. 2019. Top-down limits on prey populations may be more severe in larger prey species, despite having fewer predators. *Ecography* 42:1115–1123.
- le Roux, E., Marneweck, D. G., Clinning, G., Druce, D. J., Kerley, G. I. H. & Cromsigt, J. P. G. M. (2019). Top-down limits on prey populations may be more severe in larger prey species, despite having fewer predators. *Ecography* 42(6): 1115–1123.
- Liehrmann, O., Jégoux, F., Guilbert, M., Isselin-Nondedeu, F., Saïd, S., Locatelli, Y. & Baltzinger, C. (2018). Epizoochorous dispersal by ungulates depends on fur, grooming and social interactions. *Ecology and Evolution*, 8(3): 1582–1594. <https://doi.org/10.1002/ece3.3768>
- Lorimer, J., Sandom, C., Jepson, P., Doughty, C., Barua, M. & Kirby, K. J. (2015). Rewilding: Science, Practice, and Politics. *Annual Review of Environment and Resources* 40(1): 39–62

- Loucougaray, G., Bonis, A. & Bouzillé, J. (2004). Effects of grazing by horses and /or cattle on the diversity of coastal grasslands in western France. *Biological Conservation* 116(1): 59–71.
[https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00177-0](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00177-0)
- Lundgren, E. J., Ramp, D., Ripple, W. J. & Wallach, A. D. (2017). Introduced megafauna are rewilding the Anthropocene. *Ecography* 41(6): 857–866.
- Lundgren, E. J., Ramp, D., Rowan, J., Middleton, O., Schowanek, S. D., Sanisidro, O., Carroll, S. P., Davis, M., Sandom, C. J., Svenning, J.-C. & Wallach, A. D. (2020). Introduced herbivores restore Late Pleistocene ecological functions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*: 201915769.
- Macdonald, B. (2019). *Rebirding: Rewilding Britain and its birds*. Pelagic Publishing. Exeter, UK.
- MacFadden, B. J. (1997). Origin and evolution of the grazing guild in New World terrestrial mammals. *Trends in Ecology & Evolution* 12(5): 182–187.
- Macias-Fauria, M., Jepson, P., Zimov, N. & Malhi, Y. (2020). Pleistocene Arctic megafaunal ecological engineering as a natural climate solution? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 375(1794): 20190122
- Madsen, J., Marcussen, L. K., Knudsen, N., Balsby, T. J. S. & Clausen, K. K. (2019). Does intensive goose grazing affect breeding waders? *Ecology and Evolution* 9: 14512–14522.
- Mai, D. H. (1994). *Tertiaere Vegetationsgeschichte Europas. Methoden und Ergebnisse*.
- Malmer, N., Lindgren, L. & Persson, S. (1978). Vegetational succession in a South Swedish deciduous wood. *Vegetatio* 36(1): 17–29.
- Mandema, F. S., Tinbergen, J. M., Ens, B. J. & Bakker, J. P. (2013). Livestock grazing and trampling of birds' nests: an experiment using artificial nests. *Journal of Coastal Conservation* 17: 409–416.
- Mandema, F. S., Tinbergen, J. M., Ens, B. J., Koffijberg, K., Dijkema, K. S. & Bakker, J. P. (2015). Moderate livestock grazing of salt, and brackish marshes benefits breeding birds along the mainland coast of the Wadden Sea. *The Wilson Journal of Ornithology* 127: 467–476.
- Marion, B., Bonis, A. & Bouzillé, J. (2010). How much does grazing-induced heterogeneity impact plant diversity in wet grasslands? *Ecoscience* 17(3): 229–239. <https://doi.org/10.2980/17-3-3315>
- Marshall, K. N., Cooper, D. J. & Hobbs, N. T. (2014). Interactions among herbivory, climate, topography and plant age shape riparian willow dynamics in northern Yellowstone National Park, USA. *Journal of Ecology* 102(3): 667–677.
- Martin, T. G. & McIntyre, S. (2007). Impacts of livestock grazing and tree clearing on birds of woodland and riparian habitats. *Conservation Biology* 21: 504–514.

Mays, H. L., Jr., C. M. Hung, P. J. Shaner, J. Denvir, M. Justice, S. F. Yang, T. L. Roth, D. A. Oehler, J. Fan, S. Rekulapally & D. A. Primerano (2018). Genomic Analysis of Demographic History and Ecological Niche Modeling in the Endangered Sumatran Rhinoceros *Dicerorhinus sumatrensis*. *Current Biology* 28(1): 70–76 e74.

McEvoy, P.M., Flexen, M. & McAdam, J.H. (2006). The effects of livestock grazing on ground flora in broadleaf woodlands in Northern Ireland. *Forest Ecology and Management* 225: 39–50.

Meisner, K., Sunde, P., Clausen, K. K., Clausen, P., Fællø, C. C. & Hoelgaard, M. (2014). Foraging ecology and spatial behaviour of the red fox (*Vulpes vulpes*) in a wet grassland ecosystem. *Acta Theriologica* 59: 377–389.

Menard, C., Duncan, P., Fleurance, G., Georges, J-Y. & Lila, M. (2002). Comparative foraging and nutrition of horses and cattle in European wetlands. *Journal of Applied Ecology* 39(1): 120–133. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00693.x>

Milchunas, D. G., Sala, O. E. & Lauenroth, W. K. (1988). A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *The American Naturalist* 132(1): 87–106. <https://doi.org/10.1086/284839>.

Miljøstyrelsen (2020). Etisk jagt. Miljøstyrelsens hjemmeside: <https://mst.dk/friluftsliv/jagt/raadgivning-om-vildt/hjortevildtforvaltning/etisk-jagt/>. Besøgt september 2020.

Milner, J. M., Van Beest, F. M., Schmidt, K. T., Brook, R. K. & Storaas, T. (2014). To feed or not to feed? Evidence of the intended and unintended effects of feeding wild ungulates. *Journal of Wildlife Management* 78(8)

Milsom, T. P., Langton, S. D., Parkin, W. K., Peel, S., Bishop, J. D., Hart, J. D. & Moore, N. P. (2000). Habitat models of bird species' distribution: an aid to the management of coastal grazing marshes. *Journal of Applied Ecology* 37: 706–727.

Miścicki, S. (2012). Structure and dynamics of temperate lowland natural forest in the Białowieża National Park, Poland. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 85(4): 473–483.

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

Monbiot, G. (2014). How wolves change rivers. Documentary, Short. Sustainable Man, TED. <https://www.youtube.com/watch?v=ysa5OBhXz-Q>.

Moreno-Opo, R. & Margalida, A. (2013). Carcasses provide resources not exclusively to scavengers: patterns of carrion exploitation by passerine birds. *Ecosphere* 4: 105.

- Mosley, J. C. & Munding, J. G. (2018). History and status of wild ungulate populations on the Northern Yellowstone Range. *Rangelands* 40(6): 189–201.
- Mouissie, A., Apol, M., Heil, G. & van Diggelen, R. (2008). Creation and preservation of vegetation patterns by grazing. *Ecological Modelling* 218(1): 60–72. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.06.018>
- Mountford, E. & Peterken, G. (2003). Long-term change and implications for the management of wood-pastures: Experience over 40 years from Denny Wood, New Forest. *Forestry* 76(1): 19–40. <https://doi.org/10.1093/forestry/76.1.19>
- 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.
- Møller, P. F. (2009). Vedplanters foryngelsesforhold i Tofte og Høstemark Skove. Bilagsrapport s.116-143 I: Naturforbedring af Tofte Skov i Lille Vildmose. Grøn driftsplan med skitseprojekt. COWI.
- Møller, P. F. (2017). Projekt “Biologisk mangfoldighed i naturskov - en sammenligning mellem østdanske natur- og kulturskove. Baggrund og formål. *Flora & Fauna* 123(2-4): 35–46.
- Møller, P.F., Heilmann-Clausen, J., Johannsen, V.K., Buttenschøn, R.M., Schmidt, I.K., Rahbek, C., Bruun, H.H. & Ejrnæs, R. (2018). Anbefalinger vedrørende omstilling og forvaltning af skov til biodiversitetsformål. GEUS.
- Nack, J. L. & Ribic, C. A. (2005). Apparent predation by cattle at grassland bird nests. *The Wilson Bulletin* 117: 56–62.
- Naturstyrelsen (2020). Oksbøl Krondyrreservat. Naturstyrelsens hjemmeside: <https://naturstyrelsen.dk/naturoplevelser/jagt/lokal-hjortevildtforvaltning/oksboel-krondyrreservat/>. Besøgt september 2020.
- Navarro, L. M. & Pereira, H. M. (2012). Rewilding abandoned landscapes in Europe. *Ecosystems* 15(6): 900–912.
- Newton, I., Davis, P. & Davis, J. (1982). Ravens and buzzards in relation to sheep-farming and forestry in Wales. *Journal of Applied Ecology* 19: 681–706.
- Nichols, E., Spector, S., Louzada, J., Larsen, T., Amequita, M. & Favila, E. (2008). Ecological functions and ecosystem services provided by *Scarabaeinae* dung beetles. *Biological Conservation* 141(6): 1461–1474.
- Nielsen, A. B. (2009). Urskovslandskabets åbenhed og sammensætning og græsningens betydning i Atlantisk tid belyst ved palæobotaniske metoder. – GEUS rapport nr. 2009/23
- Nielsen, H. H. & Clausen, P. (2019). Ynglende og rastende fugle i Vejlerne 2018. Teknisk rapport fra Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 154, 48 s.
- Nissen, L. (2019). Bæveren - Hvordan kan vi afværge konflikter med dæmnin-
ger? *Vand & Jord* 26(3): 118–120.

- Nogués-Bravo, D., Simberloff, D., Rahbek, C. & Sanders, N. J. (2016). Re-wilding is the new Pandora's box in conservation. *Current Biology* 26(3): R87-91
- Nolet, B. A. & Rosell, F. (1998). Comeback of the beaver *Castor fiber*: An overview of old and new conservation problems. *Biological Conservation*, 83(2), 165–173.
- Nolte, S., Esselink, P., Smit, C. & Bakker, J. (2014). Herbivore species and density affect vegetation-structure patchiness in salt marshes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 185: 41–47. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.010>
- Nolte, S., Van der Weyde, C., Esselink, P., Smit, C., Van Wieren, S. & Bakker, J. (2017). Behaviour of horses and cattle at two stocking densities in a coastal salt marsh. *Journal of Coastal Conservation* 21(3): 369–379. <https://doi.org/10.1007/s11852-017-0515-7>
- Nummi, P. & Holopainen, S. (2014). Whole-community facilitation by beaver: ecosystem engineer increases waterbird diversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 24: 623–633.
- Nummi, P. (1992). The importance of beaver ponds to waterfowl broods: An experiment and natural tests. *Annales Zoologici Fennici* 29: 47–55.
- Nummi, P., Kattainen, S., Ulander, P. & Hahtola, A. (2011). Bats benefit from beavers: a facilitative link between aquatic and terrestrial food webs. *Biodiversity and Conservation* 20(4): 851–859.
- Nyenhuis, H. (1991). Feindbeziehung zwischen Waldschnepfe (*Scolopax rusticola* L.), Raubwild und Wildschwein (*Sus scrofa* L.). *Allgemeine Forst-und Jagd-Zeitung* 162: 174–180.
- Nygaard, B., Levin, G., Bladt, J., Holbeck, H.B., Brøndum, W., Spelth, P. & Ejrnæs R. (2012). Analyse af behovet for græsning og høslæt på beskyttede naturarealer. Areal, biomasse og antal græsningsdyr. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 78 s. - Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 13 <http://www.dmu.dk/Pub/TR13.pdf>
- Okarma, H. (1995). The trophic ecology of wolves and their predatory role in ungulate communities of forest ecosystems in Europe. *Acta Theriologica* 40: 335–386.
- Okarma, H., Jędrzejewska, B., Jędrzejewski, W., Krasinski, Z. A. & Miłkowski, L. (1995). The roles of predation, snow cover, acorn crop, and man-related factors on ungulate mortality in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Acta Theriologica* 40(2): 197–217.
- Oldén, A. & Halme, P. (2016). Microhabitat determines how grazing affects bryophytes in wood-pastures. *Biodiversity and Conservation* 25(6): 1151–1165.
- Olf, H., Vera, F. W. M., Bokdam, J., Bakker, E. S., Gleichman, J. M., de Mayer, K. & Smit, R. (1999). Shifting mosaics in grazed woodlands driven by the alternation of plant facilitation and competition. *Plant Biology* 1: 127–137

- Ondrušová, K. & Adamík, P. (2013). Characterizing the mammalian hair present in Great Tit (*Parus major*) nests. *Bird Study* 60: 428–431.
- Pakanen, V., Luukkonen, A. & Koivula, K. (2011). Nest predation and trampling as management risks in grazed coastal meadows. *Biodiversity and Conservation* 20: 2057–2073.
- Palkopoulou, E., Lipson, M., Mallick, S., Nielsen, S., Rohland, N., Baleka, S., Karpinski, E., Ivancevic, A. M., To, T-H., Kortschak, R. D., Raison, J. M., Qu, Z., Chin, T-J., Alt, K. W., Claesson, S., Dalén, L., MacPhee, R. D. E., Meller, H., Roca, A. L., Ryder, O. A., Heiman, D., Young, S., Breen, M., Williams, C., Aken, B. L., Ruffier, M., Karlsson, E., Johnson, J., Di Palma, F., Alfoldi, J., Adelson, D. L., Mailund, T., Much, K. Lindblad-Toh, K., Hofreiter, M., Poinar, H. & Reich, D. (2018). A comprehensive genomic history of extinct and living elephants. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 115(11): E2566-E2574.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1720554115>
- Papworth, S. K., Rist, J., Coad, L. & Milner-Gulland, E. J. (2009). Evidence for shifting baseline syndrome in conservation. *Conservation Letters* 2(2): 93–100.
- Pedersen L. B., Ingerslev, M., Buttenschøn, R. M., Friis, E. & Overgaard Nielsen, B. (2001)- Husdyrgræsningens effekt på stofkredsløb, pp. 49–66 I: Pedersen, L. B., Buttenschøn, R. M., Jensen, T. S. (eds), 2001. Græsning på ekstensivt drevne naturarealer – Effekter på stofkredsløb og naturindhold. Park- og Landskabsserien nr. 34, Skov & Landskab, Hørsholm.
- Pedersen, L., Schnedler-Meyer, N. A., Ekberg, P. & Tøttrup, A. P. (2018). Effects of forest management practices in clearings on breeding performance of the Red-backed Shrike (*Lanius collurio*). *Ornis Fennica* 95: 171–177.
- Pedersen, P. B. M., Ejrnæs, R., Sandel, B. & Svenning, J.-C. (2020). Trophic Rewilding Advancement in Anthropogenically Impacted Landscapes (TRAAIL): A framework to link conventional conservation management and rewilding. *Ambio* 49(1): 231–244.
- Pedersen, R. Ø., Faurby, S., & Svenning, J. C. (2020). Extinctions have strongly reduced the mammalian consumption of primary productivity. *bioRxiv*.
- Pellerin, S., Huot, J. & Côté, S. (2006). Long-term effects of deer browsing and trampling on the vegetation of peatlands. *Biological Conservation* 128(3): 316–326. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.039>
- Perino, A., Pereira, H. M., Navarro, L. M., Fernández, N., Bullock, J. M., Ceaușu, S., Cortés-Avizanda, A., Van Klink, R., Kuemmerle, T., Lomba, A., Pe'er, G., Plieninger, T., Benayas, J. M. R., Sandom, C. J., Svenning, J.-C. & Wheeler, H. C. (2019). Rewilding complex ecosystems. *Science. American Association for the Advancement of Science*.
- Petersen, H., Jucevica, E. & Gjelstrup, P. (2004). Long-term changes in collembolan communities in grazed and non-grazed abandoned arable fields in Denmark. *Pedobiologia* 48: 559–573.

Pettorelli, N., Barlow, J., Stephens, P. A., Durant, S. M., Connor, B., Schulte to Bühne, H., Sandom, C. J., Wentworth, J. & du Toit, J. T. (2018). Making rewilding fit for policy. *Journal of Applied Ecology* 55(3): 1114–1125.

Pettorelli, N., Durant, S. M. & du Toit, J. T. (2019). Rewilding: a captivating, controversial, twenty-first-century concept to address ecological degradation in a changing world. In N. Pettoirelli, S. M. Durant & J. T. du Toit (Eds), *Rewilding* (pp. 1–11). Cambridge University Press.

Picard, M., Papaïx, J., Gosselin, F., Picot, D., Bideau, E. & Baltzinger, C. (2015). Temporal dynamics of seed excretion by wild ungulates: implications for plant dispersal. *Ecology and Evolution* 5(13): 2621–2632. <https://doi.org/10.1002/ece3.1512>

Pietrasz, K., Chodkiewicz, T., Sikora, D., Slezak, M. & Wozniak, B. 2019. Keystone role of Eurasian beaver, *Castor fiber*, in creating the suitable habitat over the core breeding range for forest specialist species the three-toed woodpecker *Picoides tridactylus*. *Baltic Forestry* 25: 223–227.

Pietz, P. J. & Granfors, D. A. (2000). White-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) predation on grassland songbird nestlings. *The American Midland Naturalist* 144: 419–422.

Potts, S. G., Woodcock, B. A., Roberts, S. P. M., Tscheulin, T., Pilgrim, E. S., Brown, V. K. & Tallwin, J. R. (2009). Enhancing pollinator diversity in intensive grasslands. *Journal of Applied Ecology* 46: 369–379.

Pringle, R. M., Goheen, J. R., Palmer, T. M., Charles, G. K., DeFranco, E., Hohbein, R., Ford, A. T. & Tarnita, C. E. (2014). Low functional redundancy among mammalian browsers in regulating an encroaching shrub (*Solanum campylacanthum*) in African savannah. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 281(1785): 20140390.

Prins, H. H. T. & van der Jeugd, H. P. (1993). Herbivore population crashes and woodland structure in East Africa. *Journal of Ecology* 81(2): 305

Prins, H. H. T. (1982). Why are mosses eaten in cold environments only? *Oikos* 38(3): 374–380. <https://doi.org/10.2307/3544680>

Prins, H.H.T. & van Oeveren, H. (2014). Bovini as keystone species and landscape architects. Pp 21–29 In: Melletti, M. & Burton, J. (Eds) *Ecology, evolution and behaviour of wild cattle*. Cambridge University Press.

Putman, R. J. (1996). Ungulates in temperate forest ecosystems: perspectives and recommendations for future research. *Forest Ecology and Management* 88: 205–214.

Putman, R. J., Edwards, P. J., Mann, J. C. E., How, R. C. & Hill, S. D. (1989). Vegetational and faunal changes in an area of heavily grazed woodland following relief of grazing. *Biological Conservation* 47: 13–32.

Putman, R., Fowler, A. & Tout, S. (1991). Patterns of use of ancient grassland by cattle and horses and effects on vegetational composition and structure. *Biological Conservation* 56(3): 329–347. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(91\)90065-H](https://doi.org/10.1016/0006-3207(91)90065-H)

- Ramirez, J., Jansen, P., den Ouden, J., Goudzwaard, L. & Poorter, L. (2019). Long-term effects of wild ungulates on the structure, composition and succession of temperate forests. *Forest Ecology and Management*, 432, 478–488. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.09.049>
- Rawes, M. & Hobbs, R. (1979). Management of semi-natural blanket bog in the Northern Pennines. *Journal of Ecology* 67(3): 789–807. <https://doi.org/10.2307/2259215>
- razing intensity. *Biological Conservation* 106(3): 293–302.
- Richmond, O. M. W., McEntee, J. P., Hijmans, R. J. & Brashares, J. S. (2010). Is the climate right for Pleistocene rewilding? Using species distribution models to extrapolate climatic suitability for mammals across continents. *PLoS ONE*, 5(9): e12899
- Riesch, F., Tonn, B., Meißner, M., Balkenhol, N. & Isselstein, J. (2019). Grazing by wild red deer: Management options for the conservation of semi-natural open habitats. *Journal of Applied Ecology* 56(6): 1311–1321.
- Ripple, W. J. & Beschta, R. L. (2012). Trophic cascades in Yellowstone: The first 15 years after wolf reintroduction. *Biological Conservation* 145(1): 205–213.
- Ripple, W. J., Beschta, R. L., Fortin, J. K. & Robbins, C. T. (2014). Trophic cascades from wolves to grizzly bears in Yellowstone. *Journal of Animal Ecology* 83(1): 223–233.
- Ripple, W. J., T. M. Newsome, C. Wolf, R. Dirzo, K. T. Everatt, M. Galetti, M. W. Hayward, G. I. Kerley, T. Levi & P. A. Lindsey (2015). Collapse of the world's largest herbivores. *Science advances* 1(4): e1400103.
- Rivals, F. & Lister, A. M. (2016). Dietary flexibility and niche partitioning of large herbivores through the Pleistocene of Britain. *Quaternary Science Reviews* 146: 116–133.
- Rook, A., Dumont, B., Isselstein, J., Osoro, K., WallisDeVries, M., Parente, G. & Mills, J. (2004). Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures – a review. *Biological Conservation* 119(2): 137–150. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.11.010>
- Rosenthal, G., Schrautzer, J. & Eichberg, C. (2012). Low-intensity grazing with domestic herbivores: A tool for maintaining and restoring plant diversity in temperate Europe. *Tuexeni* 32: 167–205.
- Rosenthal, J. P. & Kotanen, P. M. (1994). Terrestrial plant tolerance to herbivores. *Trends in Ecology and Evolution* 9: 145–148.
- Roth, R. R. (1976). Spatial heterogeneity and bird species diversity. *Ecology* 57: 773–782.

Ruf, M., Neumann, H. & Reck, H. (2010). Effects of extensive year-round grazing on breeding bird communities in Northern Germany. In: Schnyder, H., Isselstein, J., Taube, F., Auerswald, K., Schellberg, J., Wachendorf, M., Herrmann, A., Gierus, M., Wrage, N. & Hopkins, A. (eds.) *Grassland in a changing world. Proceedings of the 23th General Meeting of the European Grassland Federation*, Kiel, Germany.

Rupprecht, D., Gilhaus, K. & Hölzel, N. (2016). Effects of year-round grazing on the vegetation of nutrient-poor grass- and heathlands—Evidence from a large-scale survey. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 234; 16–22. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.015>

Salek, L., Harmacek, J., Jerabkova, L., Topacoglu, O. & Machar, I. (2019). Thorny shrubs limit the browsing pressure of large herbivores on tree regeneration in temperate lowland forested landscapes. *Sustainability (Basel, Switzerland)* 11(13): 3578. <https://doi.org/10.3390/su11133578>

Sandom, C. J., Ejrnæs, R., Hansen, M. D. & Svenning, J. C. (2014b). High herbivore density associated with vegetation diversity in interglacial ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 111(11): 4162–4167.

Sandom, C., Faurby, S., Sandel, B. & Svenning, J.-C. (2014a). Global late Quaternary megafauna extinctions linked to humans, not climate change. *Proceedings of the Royal Society B* 281(1787): 20133254.

Schaich, H., Szabó, I. & Kaphegyi, T. (2010). Grazing with Galloway cattle for floodplain restoration in the Syr Valley, Luxembourg. *Journal for Nature Conservation* 18(4): 268–277. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2009.12.001>

Schipper, J., Chanson, J. S., Chiozza, F., Cox, N. A., Hoffmann, M., Katariya, V., Lamoreux, J., Rodrigues, A. S., Stuart, S. N., Temple, H. J., Baillie, J., Baitani, L., Lacher, T. E., Mittermeier, R. A., Smith, A. T., Absolon, D., Aguiar, J. M., Amori, G., Bakkour, N., Baldi, R., Berridge, R. J., Bielby, J., Black, P. A., Blanc, J. J., Brooks, T. M., Burton, J. A., Butynski, T. M., Catullo, G., Chapman, R., Cokeliss, Z., Collen, B., Conroy, J., Cooke, J. G., da Fonseca, G. A. B., Derocher, A. E., Dublin, H. T., Duckworth, J. W., Emmons, L., Emslie, R. H., Festa-Bianchet, M., Foster, M., Foster, S., Garshelis, D. L., Gates, C., Gimenez-Dixon, M., Gonzalez, S., Gonzalez-Maya, J. F., Good, T. C., Hammerson, G., Hammond, P. S., Happold, D., Happold, M., Hare, J., Harris, R. B., Hawkins, C. E., Haywood, M., Heaney, L. R., Hedges, S., Helgen, K. M., Hilton-Taylor, C., Hussain, S. A., Ishii, N., Jefferson, T. A., Jenkins, R. K. B., Johnston, C. H., Keith, M., Kingdon, J., Knox, D. H., Kovacs, K. M., Langhammer, P., Leus, K., Lewison, R., Lichtenstein, G., Lowry, L. F., Macavoy, Z., Mace, G. M., Mallon, D. P., Masi, M., McKnight, M. W., Medellin, R. A., Medici, P., Mills, G., Moehlman, P. D., Molur, S., Mora, A., Nowell, K., Oates, J. F., Olech, W., Oliver, W. R. L., Oprea, M., Patterson, B. D., Perrin, W. F., Polidoro, B. A., Pollock, C., Powel, A., Protas, Y., Racey, P., Ragle, J., Ramani, P., Rathbun, G., Reeves, R. R., Reilly, S. B., Reynolds, J. E., Rondinini, C., Rosell-Ambal, R. G., Rulli, M., Rylands, A. B., Savini, S., Schank, C. J., Sechrest, W., Self-Sullivan, C., Shoemaker, A., Sillero-Zubiri, C., De Silva, N., Smith, D. E., Srinivasulu, C., Stephenson, P. J., van Strien, N., Talukdar, B. K., Taylor, B. L., Timmins, R., Tirira, D. G., Tognelli, M. F., Tsytsulina, K., Veiga, L. M., Vie, J. C., Williamson, E. A., Wyatt, S. A., Xie, Y. & Young, B. E. (2008). The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. *Science* 322(5899): 225–230. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1165115>.

- Schley, L. & Roper, T. J. 2003. Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mammal Review* 33: 43–56.
- Schlichting, P. E., Dombrovski, V. & Beasley, J. C. (2020). Use of abandoned structures by Przewalski's wild horses and other wildlife in the Chernobyl Exclusion Zone. *Mammal Research*, 65(1), 161–165
- Schmidt, I. K. & Gundersen, P. (2018). Kvælstoffjernelse ved naturpleje: Vidensgrundlag og opfølgende forskning. Frederiksberg: Københavns Universitet. IGN Rapport
- Schmitz, A. & Isselstein, J. (2020). Effect of grazing system on grassland plant species richness and vegetation characteristics: Comparing horse and cattle grazing. *Sustainability* (Basel, Switzerland) 12(8): 3300–. <https://doi.org/10.3390/su12083300>.
- Schrama, M., Heijning, P., Bakker, J. P., van Wijnen, H. J., Berg, M. P. & Olff, H. (2013). Herbivore trampling as an alternative pathway for explaining differences in nitrogen mineralization in moist grasslands. *Oecologia* 172(1): 231–243.
- Schulze, K. A. m.fl. (2014). Epizoochory via the hooves – the European bison (*Bison bonasus* L.) as a dispersal agent of seeds in an open-forest-mosaic. *Tuexenia* 34: 131–143.
- Schulze, K., Rosenthal, G. & Peringer, A. (2018). Intermediate foraging large herbivores maintain semi-open habitats in wilderness landscape simulations. *Ecological Modelling* 379: 10–21. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.04.002>
- Schwab, G. & Schmidbauer, M. (2003). Beaver (*Castor fiber* L., Castoridae) management in Bavaria. *Denisia* 9(2): 99–106.
- Schönfeld, F. (2009). Presence of moose (*Alces alces*) in Southeastern Germany. *European Journal of Wildlife Research* 55(4): 449–453. <https://doi.org/10.1007/s10344-009-0272-5>
- Seifan, M. & Kadmon, R. (2006). Indirect effects of cattle grazing on shrub spatial pattern in a mediterranean scrub community. *Basic and Applied Ecology* 7: 496–506.
- Selva, N., Jedrzejewska, B., Jedrzejewski, W. & Wajrak, A. 2003. Scavenging on European bison carcasses in Białowieża Primeval Forest (eastern Poland). *Ecoscience* 10: 303–311.
- Sharps, E., Smart, J., Mason, L. R., Jones, K., Skov, M. W., Garbutt, A. & Hiddink, J.G. (2017). Nest trampling and ground nesting birds: Quantifying temporal and spatial overlap between cattle activity and breeding red-shank. *Ecology and Evolution* 7: 6622–6633.
- Sharps, E., Smart, J., Skov, M. W., Garbutt, A. & Hiddink, J. G. (2015). Light grazing of saltmarshes is a direct and indirect cause of nest failure in Common Redshank *Tringa totanus*. *Ibis* 157: 239–249.

- Sinclair, A. R. E., Mduma, S. & Brashares, J. S. (2003). Patterns of predation in a diverse predator-prey system. *Nature*, 425(6955), 288–290
- Sjödin, N.E., Bengtsson, J. & Ekbom, B. (2008). The influence of grazing intensity and landscape composition on the diversity and abundance of flower-visiting insects. *Journal of Applied Ecology* 45(3), 763–772.
- Skarpe, C. & Hester, A. (2008). Browsing and Grazing Herbivores and Vegetation Dynamics, pp. 217–262 In: Gordon I.J., Prins H.H.T. (Eds) *The Ecology of Browsing and Grazing*. Ecological Studies, vol 195. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-540-72422-3_
- Skipper, L. (2017). Allearter.dk Status 2016 - Oversigt over dansk biodiversitet. www.allearter.dk
- Skogland, T. (1991). What are the effects of predators on large ungulate populations? *Oikos* 61(3): 401–411.
- Smith, F. A., Elliott Smith, R. E., Lyons, S. K. & Payne, J. L. (2018). Body size downgrading of mammals over the late Quaternary. *Science* 360(6386): 310–313.
- Sommer, R. & N. Benecke (2005). Late-Pleistocene and early Holocene history of the canid fauna of Europe (Canidae). *Mammalian Biology* 70(4): 227–241.
- Soulé, M. E. & Noss, R. F. (1998). Rewilding and biodiversity: complementary goals for continental conservation. *Wild Earth* 8: 19–28.
- Spitzer, R., Felton, A., Landman, M., Singh, N., Widemo, F. & Cromsigt, J. (2020). Fifty years of European ungulate dietary studies: a synthesis. *Oikos*. <https://doi.org/10.1111/oik.07435>
- Stewart, G., Pullin, A. (2008). The relative importance of grazing stock type and grazing intensity for conservation of mesotrophic 'old meadow' pasture. *Journal for Nature Conservation*, 16(3), 175–185.
- Stokstad, E. (2015). Bringing back the aurochs. *Science* 350(6265): 1144–1147.
- Strandberg, B. Kristiansen, S. M. & Tybirk, K. (2005). Dynamic oak-scrub to forest succession: Effects of management on understorey vegetation, humus forms and soils. *Forest Ecology and Management* 211: 318–328.
- Strauss, S.Y., Agrawal, A. (1999). The ecology and evolution of plant tolerance to herbivory. *TREE* 14, 179–185
- Stringer, A. P., Blake, D. & Gaywood, M. J. (2015). A review of beaver (*Castor* spp.) impacts on biodiversity, and potential impacts following a reintroduction to Scotland. Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. 815.
- Stroh, P. A., Mountford, J. O., Hughes, F. M. R. (2012). The potential for endozoochorous dispersal of temperate fen plant species by free-roaming horses. *Applied Vegetation Science* 15: 1402. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2011.01172.x>

Sunde, P. & Elmeros, M. (2020). Vurdering af den aktuelle størrelse af bæverbestandene i Jylland og Nordsjælland samt en prognose for bestandsudviklingen i begge områder frem til 2030. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.

Sunde, P. & Olesen, S. M. (2007). Elg i Danmark?: Vurdering af mulighederne for og konsekvenserne af etablering af en dansk elg-bestand.

Sunde, P., Asferg, T., Olesen, C. R. & Andersen, P. N. (2009). Hvad bestemmer krondyrs udbredelse og spredning? I: Kanstrup, N., Asferg, T., Flinterup, M., Thorsen, B. J. & Jensen, T. S. Vildt & Landskab. Resultater af 6 års integreret forskning i Danmark 2003-2008. Skov- og Naturstyrelsen 2009. ISBN 978-87-91632-21-1 https://www.e-pages.dk/hobo/files/vildt_og_landskab_final_ipaper.pdf

Svenning, J.-C. & Faurby, S. (2017). Prehistoric and historic baselines for trophic rewilding in the Neotropics. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15(4), 282–291

Svenning, J.-C. (2007). 'Pleistocene rewilding' merits serious consideration also outside North America. *IBS Newsletter* 5(3); 3–10.

Svenning, J.-C., Munk, M. & Schweiger, A. (2019). Trophic rewilding: ecological restoration of top-down trophic interactions to promote self-regulating biodiverse ecosystems. *Rewilding*. du Toit, J. T., Pettorelli & Durant, S. M. Cambridge, Cambridge University Press: 73-98.

Svenning, J.-C., Pedersen, P. B. M., Donlan, C. J., Ejrnæs, R., Faurby, S., Galetti, M., Hansen, D. M., Sandel, B., Sandom, C. J., Terborgh, J. W. & Vera, F. W. M. (2016). Science for a wilder Anthropocene: Synthesis and future directions for trophic rewilding research. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113(4): 898–906.

Svenning, J.-C., Pedersen, P. B. M., Donlan, C. J., Ejrnæs, R., Faurby, S., Galetti, M., Hansen, D. M., Sandel, B., Sandom, C. J., Terborgh, J. W. & Vera, F. W. M. (2016). Science for a wilder Anthropocene: Synthesis and future directions for trophic rewilding research. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 113(4): 898–906

Sykora, K., Stuiver, H., Ronde, D. & Nijs, D. (2009). Fourteen years of restoration and extensive year round grazing with free foraging horses and cattle and its effect particularly on dry species rich riverine levee grasslands. *Phytocoenologia* 39(3): 265–286. <https://doi.org/10.1127/0340-269X/2009/0039-0265>

Söderström, B., Pärt, T. & Linnarsson, E. 2001. Grazing effects on between-year variation of farmland bird communities. *Ecological Applications* 11: 1141-1150.

Takagi, S. & Miyashita, T. (2014). Scale and system dependencies of indirect effects of large herbivores on phytophagous insects: a metaanalysis. *Population Ecology* 56: 435–445.

Tanner, C. C. 1992. A review of cattle grazing effects on lake margin vegetation with observations from dune lakes in Northland, New Zealand. *New Zealand Natural Sciences* 19: 1-14.

- Teng, S. N., Xu, C., Teng, L., & Svenning, J. C. (2020). Long-term effects of cultural filtering on megafauna species distributions across China. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(1), 486–493.
- Thaker, M., Vanak, A. T., Owen, C. R., Ogden, M. B., Niemann, S. M. & Slotow, R. (2011). Minimizing predation risk in a landscape of multiple predators: Effects on the spatial distribution of African ungulates. *Ecology* 92(2): 398–407.
- Thévenin, C., Morin, A., Kerbiriou, C., Sarrazin, F. & Robert, A. (2020). Heterogeneity in the allocation of reintroduction efforts among terrestrial mammals in Europe. *Biological Conservation* 241: 108346
- Thorup, O. (1998). Ynglefuglene på Tipperne 1928–1992. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 92: 1–192.
- Thorup, O. (2003). Truede engfugle. Status for bestande og forvaltning i Danmark. Dansk Ornitologisk Forening, https://www.dof.dk/images/naturbeskyttelse/truede_fugle/engfugle/dokumenter/Statusrapport_for_engfugle_af_Ole_Thorup_pdf.pdf
- Tichit, M., Renault, O. & Potter, T. 2005. Grazing regime as a tool to assess positive side effects of livestock farming systems on wading birds. *Livestock Production Science* 96: 109–117.
- Timmermann, A., Damgaard, C., Strandberg, M. T. & Svenning, J.-C. (2015). Pervasive early 21st-century vegetation changes across Danish semi-natural ecosystems: more losers than winners and a shift towards competitive, tall-growing species. *Journal of Applied Ecology* 52: 21–30. doi:10.1111/1365-2664.12374
- Todd, N. E. (2010). New phylogenetic analysis of the family elephantidae based on cranial-dental morphology. *The Anatomical Record* 293(1): 74–90.
- Tong, H. & Patou-Mathis, M. (2003). Mammoth and other proboscideans in China during the Late Pleistocene. *Deinsea* 9(1): 421–428.
- Tonn, B., Densing, E., Gabler, J. & Isselstein, J. (2019). Grazing-induced patchiness, not grazing intensity, drives plant diversity in European low-input pastures. *Journal of Applied Ecology* 56(7): 1624–1636. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13416>
- Torres, A., Fernández, N., zu Ermgassen, S., Helmer, W., Revilla, E., Saavedra, D., Perino, A., Mimet, A., Rey-Benayas, J.M., Selva, N., Schepers, F., Svenning, J.-C. & Pereira, H. M. (2018). Measuring rewilding progress. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 373(1761): 20170433
- Tree, I. 2018. *Wilding: the return of nature to an English farm*. London, UK, Picador.
- Tschöpe, O., Wallschläger, D., Burkart, M. & Tielbörger, K. (2011). Managing open habitats by wild ungulate browsing and grazing: A case-study in North-Eastern Germany. *Applied Vegetation Science* 14(2): 200–209. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109x.2010.01119.x>

- Turlure, C., Schtickzelle, N., Dubois, Q., Baguette, M., Dennis, R. L. H. & Van Dyck, H. (2019). Suitability and transferability of the resource-based habitat concept: A test with an assemblage of butterflies. *Frontiers in Ecology Evolution* 7: 1-16.
- Van Dam, I., D. Mol, J. De Vos & J. Reumer (1997). De eerste vondst van de Europese waterbuffel, *Bubalus murrensis* (Berckhemer, 1927), in Nederland. *Cranium* 14(1): 49–54.
- van der Plas, F., Howison, R. A., Mpanza, N., Cromsigt, J. P. G. M. & Olff, H. (2016). Different-sized grazers have distinctive effects on plant functional composition of an African savannah. *Journal of Ecology* 104(3): 864–875.
- van Dobben, H. F., Wamelink, G. W. W., Klimkowska, A., Slim, P. A. & van Til, M. (2014). Year-round grazing to counteract effects of atmospheric nitrogen deposition may aggravate these effects. *Environmental Pollution* 195: 226–231.
- van Dyck, H. (2012). Changing organisms in rapidly changing anthropogenic landscapes: the significance of the Umwelt'-concept and functional habitat for animal conservation. *Evolutionary Applications* 5(2): 144-153.
- Van Dyne, G. M., Brockington, N. R. & Szocs, Z. 1980: Large Herbivore subsystem, pp. 269-538 in Breymer Van Dyne (eds.) *Grasslands, Systems Analysis and Man*. Cambridge University Press.
- van Geel, B., Sevink, J., Mol, D., Langeveld, B. W., van der Ham, R. W. J. M., van der Kraan, C. J. M., van der Plicht, J., Haile, J. S., Rey-Iglesia, A. & Lorenzen, E. D. (2018). Giant deer (*Megaloceros giganteus*) diet from Mid-Weichselian deposits under the present North Sea inferred from molar-embedded botanical remains. *Journal of Quaternary Science* 33(8): 924–933.
- Van Hees, A. F. M., Kuiters, A. T. & Slim, P. A. (1996). Growth and development of silver birch, pedunculate oak and beech as affected by deer browsing. *Forest Ecology and Management* 88(1-2): 55–63.
- van Klink, R. & WallisDeVries, M. F. (2018). Risks and opportunities of trophic rewilding for arthropod communities. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 373(1761): 20170441.
- Van Klink, R., Ruifrok, J. & Smit, C. (2016). Rewilding with large herbivores: Direct effects and edge effects of grazing refuges on plant and invertebrate communities. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 234(C): 81-97.
- van Klink, R., Schrama, M., Nolte, S., Bakker, J. P., WallisDeVries, M. F. & Berg, M. P. (2015b). Defoliation and soil compaction jointly drive large-herbivore grazing effects on plants and soil arthropods on clay soil. *Ecosystems* 18(4): 671–685.
- van Klink, R., Van der Plas, F., Van Noordwijk, C. G. E. T., WallisDeVries, M. F. & Olff, H. (2015a). Effects of large herbivores on grassland arthropod diversity. *Biological Reviews* 90: 347–366.
- Van Kolfschoten, T. & Laban, C. (1995). Pleistocene terrestrial mammal faunas from the North Sea. *Mededelingen Rijks Geologische Dienst* 52: 135–151.

van Manen, W. 2013. Broedvogels van de buitenkaadse Oostvaardersplassen in 1997, 2002, 2007 en 2012. Sovon-rapport 2013/30. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.

van Noordwijk, G. C. E., Flierman, D. E., Remke, E., Wallis DeVries, M. F. & Berg, M. P. (2012). Impact of grazing management on hibernating caterpillars of the butterfly *Melitaea cinxia* in calcareous grassland. *Journal of Insect Conservation* 16: 909–920.

Van Uytvanck, J. & Hoffmann, M. (2009). Impact of grazing management with large herbivores on forest ground flora and bramble understorey. *Acta Oecologica* 35: 525–532.

Van wieren, S. E. & Bakker, J. P. (2006). The impact of browsing and grazing herbivores on biodiversity. In: Gordon, I. J. & Prins H. H.T. (Eds). *The ecology of browsing and grazing*. Ecological Studies Vol. 195. Springer. 263–292

Vandewalle, M., de Bello, F., Berg, M. P., Bolger, T., Dolédec, S., Dubs, F., Feld, C. K., Harrington, R., Harrison, P. A., Lavorel, S., da Silva, P. M., Moretti, M., Niemelä, J., Santos, P., Sattler, T., Sousa, J. P., Sykes, M. T., Vanbergen, A. J. & Woodcock, B. A. (2010). Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. *Biodiversity and Conservation* 19: 2921–2947.

Vera F. W. M. (2000). *Grazing Ecology and Forest History*. CABI Publishing, UK.

Verdú, J. R., Lobo, J. M., Sánchez-Piñero, F., Gallego, B., Numa, C., Lumaret, J. P., Cortez, V., Ortiz, A. J., Tonelli, M., García-Teba, J. P., Rey, A., Rodríguez, A. & Durán, J. (2018). Ivermectin residues disrupt dung beetle diversity, soil properties and ecosystem functioning: an interdisciplinary field study. *Science of the Total Environment* 618: 219–228.

Vickery, P. D., Herkert, J. R., Knopf, F. L., Ruth, J. & Keller, C. E. (1999). Grassland Birds: An Overview of Threats and Recommended Management Strategies. In: Bonney, R., Pashley, D. N., Cooper, R. J. & Niles, L. (Eds). *Strategies for Bird Conservation: The Partners in Flight Planning Process*. Ithaca (NY). Cornell Lab of Ornithology.

Vislobokovaa, I. A., Tarasenkoa, K. K., & Lopatina, A. V. (2020). First Discovery of the European Buffalo *Bubalus murrensis* (Artiodactyla, Bovidae) from the Pleistocene of the Russian Plain. In *DOKLADY BIOLOGICAL SCIENCES* (Vol. 491).

Vulink, J. T., Van Eerden, M. R. 1998. Hydrological conditions and herbivory as key operators for ecosystem development in Dutch artificial wetlands. In: Wallis De Vries, M. F., Van Wieren, S. E., Bakker J. P. (eds.) *Grazing and Conservation Management*. Conservation Biology Series, vol 11. Springer, Dordrecht.

WallisDeVries, M. F. (1995). Large Herbivores and the Design of Large-Scale Nature Reserves in Western Europe. *Conservation Biology* 9(1): 25–33.

Warren, R. J. (2011). Deer overabundance in the USA: recent advances in population control. *Animal Production Science* 51(4): 259–266.

- Watson, J., Rae, S. & Stillman, R. (1992). Nesting density and breeding success of golden eagles in relation to food supply in Scotland. *Journal of Animal Ecology* 61: 543–550.
- Weil, A. (2005). Mammalian palaeobiology: Living large in the Cretaceous. *Nature* 433(7022): 116.
- Wiersma, P. 2010. Trends of wintering and breeding birds in the Oostvaardersplassen. SOVON Dutch Centre for Field Ornithology.
- Windels, S.K. 2017. Beavers as engineers of wildlife habitat. Pp. 239–268 in Johnston, C.A. (Ed.) *Beavers: boreal ecosystem engineers*. Springer, Cham, Switzerland.
- Wotton, S.R. & Gillings, S. (2000). The status of breeding woodlarks *Lullula arborea* in Britain in 1997. *Bird Study* 47: 212–224.
- Zhao, M., Heinsch, F. A., Nemani, R. R. & Running, S. W. (2005). Improvements of the MODIS terrestrial gross and net primary production global data set. *Remote Sensing of Environment* 95(2): 164–176.
- Zhao, M., Running, S. W. & Nemani, R. R. (2006). Sensitivity of moderate resolution imaging spectroradiometer (MODIS) terrestrial primary production to the accuracy of meteorological reanalyses. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 111(G1).
- Zielke, L., Wrage-Mönnig, N. & Müller, J. (2017). Seasonal preferences in diet selection of semi-free ranging European Bison (*Bison bonasus*). *European Bison Conservation Newsletter* 10: 61–70.
- Zimov, S. A. (2005). Pleistocene park: return of the mammoth's ecosystem. *Science* 308: 796–798.
- Zimov, S. A., Zimov, N. S., Tikhonov, A. N. & Chapin, F. S. (2012). Mammoth steppe: a high-productivity phenomenon. *Quaternary Science Reviews* 57: 26–45.
- Öllerer, K., Varga, A., Kirby, K., Demeter, L., Biró, M., Bölöni, J. & Molnár, Z. (2019). Beyond the obvious impact of domestic livestock grazing on temperate forest vegetation – A global review. *Biological Conservation* 237: 109–219.
- Østergaard, E. (2020). Klelund Dyrehave. Ynglefugletællinger 2020. Dansk Ornitologisk Forening.
- Aaris-Sørensen, K. (1988). Danmarks forhistoriske dyreverden: fra istid til vikingetid. Gyldendal.

BIODIVERSITETSEFFEKTER AF REWILDING

Denne rapport omhandler rewilding som forvaltningsmetode. Vi beskriver den eksisterende viden om rewilding med store pattedyr med fokus på græsningsfunktionen. Vi gennemgår den naturlige fauna og mulighederne for at genoprette en naturlig græsningsfunktion. Vi gennemgår konkrete rewildingprojekter i ind- og udland. Vi gennemgår kendte effekter på biodiversiteten af planter, fugle, insekter og svampe og vi gennemgår betydningen af jagt som potentiale og barriere for rewilding. Endelig diskuterer vi mulighederne for at kombinere rewilding med opfyldelsen af kravene i Habitatdirektivet.