PRIORITERING AF BIODIVERSITET VED UDTAGNING OG GENOPRETNING AF KULSTOFRIGE LAVBUNDSJORDER

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 544 2023

AARHUS UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

PRIORITERING AF BIODIVERSITET VED UDTAGNING OG GENOPRETNING AF KULSTOFRIGE LAVBUNDSJORDER

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 544 2023

Ane Kirstine Brunbjerg
Jesper Bladt
Camilla Fløjgaard
Rasmus Ejrnæs

Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience

AARHUS
UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 544
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Prioritering af biodiversitet ved udtagning og genopretning af kulstofrige lavbundsjorder
Forfattere:	Ane Kirstine Brunbjerg, Jesper Bladt, Camilla Fløjgaard, Rasmus Ejrnæs
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Marts 2023
Redaktion afsluttet:	Marts 2023
Faglig kommentering:	Beate Strandberg, Annette Baatrup-Pedersen
Kvalitetssikring, DCE:	Jesper Fredshavn
Ekstern kommentering:	Miljøstyrelsen. Kommentarerne findes her: http://dce2.au.dk/pub/komm/SR544_komm.pdf
Finansiel støtte:	Landbrugsstyrelsen og Miljøstyrelsen
Bedes citeret:	Brunbjerg, A.K., Bladt, J., Fløjgaard, C. & Ejrnæs, R. 2023. Prioritering af biodiversitet ved udtagning og genopretning af kulstofrige lavbundsjorder. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi,44 s. - Videnskabelig rapport nr. 544 http://dce2.au.dk/pub/SR544.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Sammenfatning: Denne rapport beskriver hvordan man kan fremme biodiversitet ved udtagning af 100.000 ha lavbundsjord ved at maksimere potentialet for biodiversitet og natur i de udtagne områder og herved opnå en synergi mellem klima- og biodiversitetseffekter. Vi foreslår en udvælgelse af de 100.000 ha til udtag, som er baseret på områdernes nuværende og potentielle værdi for biodiversiteten samt den rumlige sammenhæng med naturen i det omkringliggende landskab. Vi rangerer og prioriterer de kulstofrige lavbundsjorder i forhold til deres biodiversitetspotentiale ved at tage afsæt i empirisk data med detaljeret information om den geografiske fordeling af biodiversitet i Danmark. Arealerne i de udtagningslag med højest biodiversitetspotentiale er hovedsageligt enge og moser, mens langt de fleste marker og markblokke findes i de udtagningslag med ringest potentiale. I praksis er det kun 60 % af det ansøgte areal til udtag, der skal være kulstofrig lavbundsjord, og hermed kan der være behov for et øget fokus på at vælge arealer fra de udtagningslag med bedst potentiale. Vi præsenterer fire tiltag, som kan benyttes efter udtagning af lavbundsjorder: reetablering af naturlige processer (naturlig hydrologi, naturlig græsning, naturlig tilgroning) samt tiltag for at genoprette naturligt lave næringsniveauer. Disse fire tiltag er oplagte genopretningsmål for at sikre en realisering af biodiversitetspotentialet efter udtagning af lavbundsjorder. Endelig diskuteres beskyttelsen og forvaltningen af de udtagne lavbundsjorder samt barriererne for udtagning og naturgenopretning.

Emneord:	Biodiversitet, naturbeskyttelse, naturgenopretning, klimaeffekt, kulstofrig lavbundsjord, naturlig græsning, naturlig hydrologi, naturlig tilgroning, eutrofiering, land sparing.
Foto forside:	Dagmar Kappel Andersen
ISBN:	978-87-7156-762-5
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	44
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR544.pdf

Indhold

Forord **5**

Sammenfatning **6**

Summary **7**

1 Introduktion **8**

1.1 Kulstofrige lavbundsjorder 8
1.2 Genopretning af naturlige økosystemer 10
1.3 Perspektivering 18

2 Biodiversitetspotentiale ved udtagning af 100.000 ha lavbundsjorder **22**

2.1 Datagrundlag 22
2.2 Rangering af kvadrater 22
2.3 Resultater 24

3 Anbefalinger til prioritering og forvaltning **32**

3.1 Hvilke områder skal udtages – eksisterende natur eller landbrugsarealer? 32
3.2 Beskyttelsen af de udtagne lavbundsjorder 34
3.3 Genopretning og forvaltning 34
3.4 Synergier mellem klima og biodiversitet ved udtag af kulstofrige lavbundsjorder 35
3.5 Barrierer for udtagning og naturgenopretning 37

4 Referencer **38**

Forord

Landbrugsstyrelsen og Miljøstyrelsen har finansieret arbejdet med dette projekt under titlen "biodiversitetspotentialer ved udtagning af lavbundsjorder". I opdraget fra Landbrugsstyrelsen fremgår det, at 100.000 ha lavbundsjord skal tages ud af drift som et led i at nå Danmarks klimamål. Derudover kan lavbundsprojekter være med til at indfri målsætningen om reduceret kvælstofudledning til fjorde og kystnære farvande. Optimalt set kan man ved hjælp af rumlig planlægning kombinere klimahensynet med et biodiversitetshensyn.

Med denne rapport illustrerer vi hvordan man kan fremme biodiversitet bedst muligt ved udtagning af lavbundsjord. Rapporten gennemgår dels den rumlige prioritering af arealer til udtagning ved at prioritere alle kortlagte kulstofrige lavbundsjorder efter biodiversitetspotentialet ved udtagning, og dels den optimale genopretning og forvaltning af arealerne efter udtagning. Prioriteringen af de kulstofrige lavbundsjorder tager afsæt i empirisk data med detaljeret information om den geografiske fordeling af biodiversitet i Danmark.

Vi gennemgår de biologiske principper for prioritering, som munder ud i et Danmarkskort over potentialet for biodiversitet, som danner grundlag for et forslag til hvordan man bedst prioriterer og rangerer arealer med lavbundsjord til udtagning. Biodiversitetspotentialet afhænger dog også af, hvad der sker efter udtagningen, og i lyset af EU's 'Nature Restoration Law' giver vi desuden forskningsbaserede anbefalinger for naturgenopretning og forvaltning af lavbundsområder.

Arbejdet, der præsenteres i denne rapport, bygger på forskningsresultater fra danske ådale og er en del af grundlaget for en videnskabelig artikel om scenarier for udtagning af kulstofrige lavbundsjorder.

Miljøstyrelsen har haft mulighed for at kommentere på udkast til rapporten.

Sammenfatning

Det danske areal af kulstofrig lavbundsjord er ca. 291.000 ha hvoraf 84 % er nogenlunde ligeligt fordelt mellem hhv. lysåbne beskyttede naturtyper (primært eng og mose) og landbrugsarealer med forskellig arealanvendelse. Cirka halvdelen af de resterende 16 % er skov, og resten er mindre arealer fx søbredder, byområder mv.

Mange af de danske lavbundsjorder er i dag drænede og dyrkede hvilket medfører udledning af klimagasser, fordi kulstoffet i jorden nedbrydes af mikroorganismer og jordbundsdyr efter iltning. Selvom de kulstofrige lavbundsjorder kun udgør 7 % af det samlede landbrugsareal (inkl. bl.a. moser og enge) i Danmark, står de for over halvdelen af den samlede udledning af klimagasser ved dyrkning af jord, og klimaeffekten ved at vådlægge og genoprette disse arealer er derfor stor. Den politiske beslutning om at udtage 100.000 ha kulstofrig lavbundsjord er derfor gennemført med et klimahensyn for øje. Da der i Danmark findes næsten tre gange så stort et areal med lavbundsjord, som der forventes udtaget, vil der skulle finde en prioritering sted. I dette projekt undersøger vi hvordan man kan prioritere udtagningen for at maksimere potentialet for biodiversitet og natur i de udtagne områder og herved opnå en synergi mellem klima- og biodiversitetseffekter.

Vi foreslår en udvælgelse af de 100.000 ha til udtag, som er baseret på områdernes nuværende og potentielle værdi for biodiversiteten samt den rumlige sammenhæng med naturen i det omkringliggende landskab. Baseret herpå har vi foretaget en rangordning af arealerne med lavbundsjord i 12 udtagningslag efter deres forventede positive effekt på biodiversiteten ved udtagning og eventuel vådlægning og anden naturgenopretning. Udtagningslag 1 har den største forventede positive effekt på biodiversiteten og udtagningslag 12 har den dårligste forventede effekt på biodiversiteten.

Naturværdien af det enkelte areal anslås ved hjælp af bioscoren fra det nationale biodiversitetskort. Bioscoren kombinerer viden om fund og levesteder for rødlistede arter af planter, dyr og svampe med kortlag over egenskaber ved miljøet, som indikerer gode levesteder for rødlistede arter. Ikke overraskende finder vi, at langt de fleste dyrkede marker har meget lav naturværdi opgjort via bioscoren, og 96 % af marker og markblokke ender i udtagningslag 9-11 (se tabel 2.1). Selvom naturværdien generelt er højere for enge og moser, er det stadig en betragtelig andel af disse, der tildeles udtagningslagene 9-11 (63 % af engene og 40 % af moserne). Man kan nå op på 100.000 ha ved alene at udtage lavbundsarealer fra udtagningslagene 1-9. Vores prioritering er udelukkende foretaget for kulstofrig lavbundsjord, men i praksis er det muligt at prioritere udtagning af yderligere værdifulde naturområder på højbundsjord, da det kun er et krav, at 60 % af det ansøgte areal til udtag skal være kulstofrig lavbundsjord.

Klimaeffekten ved at tage kulstofrige lavbundsjorder ud af drift indfinder sig nærmest omgående. Biodiversitetseffekten ved udtagning af dyrkede marker kan dog have lange udsigter, især uden en målrettet genopretningsindsats. Reetablering af naturlige processer (naturlig hydrologi, naturlig græsning, naturlig tilgroning) samt tiltag for at genoprette naturligt lave næringsniveauer er oplagte genopretningsmål for at sikre en realisering af biodiversitetspotentialet efter udtagning af lavbundsjorder.

Summary

The Danish area of carbon-rich low-lying soil covers approx. 291,000 ha, of which 84 % is roughly equally distributed between open, protected nature types (primarily meadows and bogs) and agricultural areas with different land use. Approximately half of the remaining 16% is forest, and the rest is smaller areas, e.g. lake shores, urban areas etc.

Today, much of the Danish low-lying soil is drained and cultivated, which results in the release of greenhouse gases because the carbon in the soil is broken down by microorganisms and soil fauna after oxygenation. Although the carbon-rich low-lying soil makes up only 7 % of the total agricultural area (including bogs and meadows) in Denmark, it accounts for more than half of the total emission of greenhouse gases when the land is cultivated, and the climate effect of wetting and restoring these areas is therefore significant. The political decision to withdraw 100,000 ha of carbon-rich low-lying soil was therefore made with climate considerations in mind. Since the area of low-lying soil in Denmark is almost three times larger than that expected to be withdrawn, prioritisation is required. In this project, we investigate how to prioritise the withdrawal in order to maximise the potential for biodiversity and nature in the withdrawn areas and thereby achieve a synergy between climate and biodiversity effects.

We propose that the 100,000 ha for withdrawal should be selected based on their current and potential value for biodiversity as well as their spatial connection with nature in the surrounding landscape. Based on this, we have classified the areas with low-lying soils into 12 categories according to their expected positive effect on biodiversity by withdrawal and possible wetting. Category 1 has the highest expected positive effect on biodiversity whereas category 12 has the lowest expected positive effect on biodiversity.

The potential nature value of the individual areas is estimated using the bioscore from the national biodiversity map. The bioscore combines knowledge on observations and habitats of redlisted species of plants, animals and fungi, and maps representing the environmental conditions that indicate valuable habitats for redlisted species. Not surprisingly, the vast majority of fields have a very low nature value calculated using the bioscore, and 96% of fields and field blocks end up in category 9-11 (see table 2.1). Although the nature value is generally higher for meadows and fens, still, a considerable proportion is assigned to categories 9-11 (63 % of meadows and 40 % of fens). You can reach 100,000 ha by only including low-lying areas from category 1-9. Our prioritisation exclusively concerns carbon-rich low-lying soil, but in practice it is possible to prioritise the withdrawal of additional valuable nature areas on high-lying soil as it is only a requirement that 60 % of the area selected for withdrawal must be carbon-rich low-lying soil.

The climate effect of withdrawing carbon-rich low-lying soil from cultivation appears almost immediately. However, the biodiversity effect of withdrawing cultivated fields may not happen for a long time to come, especially without a targeted restoration effort. Restoring natural processes (natural hydrology, natural grazing, natural overgrowth) as well as measures to restore naturally low nutrient levels are obvious restoration goals to ensure the realisation of the biodiversity potential after the withdrawal of low-lying soil.

1 Introduktion

Vi befinder os midt i en biodiversitetskrise, som vækker stigende national og international bekymring. Indsatsen for biodiversitet i Danmark har været fokuseret på Natura 2000-områderne, men der er stigende opmærksomhed på værdien af plads, større sammenhængende naturområder samt en mere dedikeret naturbeskyttelse med prioritering af naturlige processer. Denne opmærksomhed er afspejlet i skiftende regeringers planer om urørt skov, naturnationalparker og naturlov, samt i EU's naturpolitiske udspil om 20 % beskyttede områder og 10 % strengt beskyttede områder. Udtagning af lavbundsjorder rummer et indlysende potentiale for biodiversitet, men værdien af områderne fra et biodiversitetsperspektiv vil afhænge af deres anvendelse efter udtagning, fx om der udelukkende er fokus på ophør af dyrkning og vådlægning eller også på eksempelvis at stoppe fraførsel af biomasse fra arealet og genoprette en græsningsfunktion. Desuden begrænses potentialet for artsrig natur mange steder af store næringsstofpuljer fra tidligere dyrkning, fortsat næringsstofbelastning fra tilstødende arealer, unaturlig hydrologi i kraft af dræn og grøfter og nedbrudte tørvelag, mangel på forstyrrelser fx i form af fravær af græsning og hydrologisk dynamik samt spredningsbegrænsninger for plantearter, der er karakteristiske for naturlige enge og moser. Nogle af disse udfordringer kan håndteres ved målrettet udlægning, genopretning og forvaltning af områderne, mens andre udfordringer vil være vanskelige at håndtere og vil medføre varige begrænsninger i værdien af områderne som levested for beskyttelseskrævende arter. Sidstnævnte gælder fx i områder, hvor genopretning af naturlig hydrologi vil påvirke naboarealer og hvor lodsejere ikke er enige om genopretningen eller hvor store næringspuljer ikke kan fjernes.

I denne rapport undersøger vi biodiversitetspotentialet ved den politisk besluttede udtagning af 100.000 ha kulstofrig lavbundsjord. Lavbundsjorderne kan være af to forskellige typer, hvilket har betydning for naturpotentialet: 1) lavbundsområder, som allerede er natur, men hvor udtagningen giver mulighed for hel eller delvis genopretning af de naturlige processer og 2) lavbundsområder, der dyrkes som landbrugsarealer i dag, og hvor genopretning af naturlig biota og naturlige processer vil være langt mere udfordrende. I det følgende beskrives datagrundlaget for udtagning af de kulstofrige lavbundsjorder samt mulighederne for forskellige typer af genopretning, der kan foregå på de udtagne arealer. I kapitel 2 præsenteres vores biologiske prioritering for udtagning af de stipulerede 100.000 ha lavbundsjord. I kapitel 3 diskuteres udvælgelsen af de 100.000 ha og vi sætter fokus på de vigtige beslutninger om genopretning og arealdisponering, som kan sikre at biodiversitetspotentialet indfries.

1.1 Kulstofrige lavbundsjorder

I denne rapport definerer vi kulstofrige lavbundsjorder som jorder, der har et organisk kulstofindhold > 6% (Klimarådet 2020), da det er disse jorder, der især er fokus på fra Landbrugsstyrelsens side (https://lbst.dk/tvaergaaende/udtagning-af-lavbundsjorder/hvorfor-udtages-lavbundsjorder#c99909). Det danske areal med kulstofrig lavbundsjord er ca. 291.000 ha hvoraf 84 % er nogenlunde ligeligt fordelt mellem hhv. lysåbne beskyttede naturtyper (primært eng og mose) og landbrugsarealer med forskellig areal-

anvendelse. Cirka halvdelen af de resterende 16 % er skov, og resten er mindre arealer fx søbredder, byområder mv. Kulstofrige lavbundsjorder findes i hele landet, men de tørveholdige jorder (kulstofindhold > 12%) har den proportionelt største forekomst i Nordjylland (Greve m.fl. 2021). Større, sammenhængende, kulstofrige lavbundsjorder findes ofte i lavtliggende områder, som fx ådale. Dette skyldes at vandmætningen og de anaerobe forhold i naturlige, ikke-drænede eller afvandede lavbundsjorder hæmmer nedbrydningen af det opbyggede plantemateriale, hvorved kulstofindholdet i jorden øges. På trods af at store dele af de danske ådale nu er drænede, og omsætningen af kulstof derfor større (se herunder), er der stadig mange kulstofrige lavbundsjorder i vores ådale.

I takt med intensiveringen af landbruget blev der allerede i slutningen af 1800-tallet, men især efter 2. Verdenskrig inddraget flere og flere marginaljorder til dyrkning (Ejrnæs m.fl. 2021a) – det gælder også lavbundsjorder, som naturligt giver et relativt lavt udbytte pga. vandmætningen, men som efter dræning kan blive forandret til dyrkningssikre jorde med potentielt høje udbytter. Samtidig sætter jorderne sig fordi tørven nedbrydes, og med tiden opstår der et behov for ny dræning, som dog kan være vanskelig at gennemføre, da det forudsætter at der er et tilstrækkeligt fald så vandløbet kan føre vandet videre ud i søer og havområder.

Dræningen øger iltindholdet, hvilket medfører en øget mikrobiel omsætning af det organiske materiale og derved en øget udledning af kuldioxid. Selvom de kulstofrige lavbundsjorder kun udgør 7 % af landbrugsarealet (inkl. bl.a. moser og enge) i Danmark, står de for over halvdelen af den samlede udledning af klimagasser ved dyrkning af jord (Klimarådet 2020). Samtidig er der relativt få samfundsøkonomiske omkostninger forbundet med at vådlægge de drænede lavbundsjorder (Klimarådet 2020). Derudover kan lavbundsprojekter være med til at indfri målsætningen om reduceret kvælstofudledning til fjorde og kystnære farvande. I denne rapport er fokus på biodiversitetseffekterne i forbindelse med udtagning af lavbundsjorder og for en detaljeret behandling af næringsstofbalancen i forbindelse med udtagning af lavbundsjorder henviser vi til Bak (2023).

Selvom eksisterende naturområder allerede i dag kan være værdifulde som levesteder for truede og sårbare arter, vil der næsten alle steder være store potentielle gevinster for biodiversiteten ved at tage dem ud af drift, beskytte dem mod trusler og genoprette de naturlige processer i højere grad end i dag. I forskningsverdenen i dag er der bred konsensus om at biodiversiteten bedst sikres i beskyttede naturområder med plads til vild natur samt at disse områder bedst placeres i eksisterende naturområder med høj biotisk integritet (Barfod m.fl. 2020).

Naturtyperne på lavbundsjorder er hovedsageligt sumpskove, moser og enge. De er alle vigtige naturtyper for dyr, planter og svampe knyttet til fugtig og våd bund. Desværre er forvaltningen af natur på lavbundsjord ikke altid optimal fra et biodiversitetsperspektiv. Lysåbne enge og moser drives ofte som landbrugsarealer med maskinel slåning, brakpudsning, let afvanding og intensiv sommergræsning, sådan at man kan hente grundbetaling samt græsningsstøtte på arealerne. En hård sommerdrift er en trussel mod de samfund af hvirvelløse dyr, som er knyttet til sommerens rige flor af blomstrende urter (Ejrnæs m.fl. 2022, Fløjgaard m.fl. 2021). I skove og våde krat udnyttes biomassen i form af træer og buske hvilket bevirker at det lagrede kulstof frigives og samtidig fjerner det grundlaget for en stor del af biodiversiteten, særligt for svampe og in-

sekter, men også mosser og laver (Ejrnæs m.fl. 2021a, Bruun m.fl. 2022). Samtidig forudsætter forstlig drift i reglen også en vis dræning og udelukker naturlige tætheder af store planteædere, som kan gøre skade på træerne. I de lysåbne naturtyper kan afvanding, gødskning eller ophørt græsning føre til tilgroning med høje urter og eventuelt også vedplanter, så temperatur og lysmætning ved jordoverfladen aftager. Herved forringes levestederne for mange artsgrupper.

Moser og enge er særligt vigtige for hvirvelløse dyr, karplanter og mosser. Blandt de hvirvelløse dyr finder vi mange dagsommerfugle, natsommerfugle, svirrefluer, bladbiller, snudebiller, løbebiller, edderkopper, snegle og tæger, men også bier, vandkalve, græshopper, guldsmede og torbister (Larsen m.fl. 2007, Moeslund m.fl. 2019).

Den nuværende status for både arealet og tilstanden af skovsumpe, enge og moser er, at de overvejende har en ugunstig bevaringsstatus både i Danmark og Europa (Ejrnæs m.fl. 2021a, EU-kommissionen 2017, 2020). Denne udvikling afspejles også i tilbagegang for de rødlistede arter og indikatorarter, som er typiske for skove, enge og moser (Ejrnæs m.fl. 2021a). Biodiversitetspotentialet ved at tage lavbundsjorder med eksisterende natur ud af drift er derfor tilstede, men gevinsten ved udtag er dog størst, hvis der samtidig sker en genopretning af de naturlige økologiske forhold på arealet. Omvendt vil udtag og vådlægning af dyrkede arealer hovedsageligt bidrage til at øge arealet med vådbundsnatur og biodiversitetspotentialet vil alt andet lige være mindre pga. næringsbelastningen og den forventede forsinkelse, der vil være før en naturlig biota formår at genkolonisere arealerne. Særlig lang forsinkelse kan der være på genindvandring af arter knyttet til næringsfattige levevilkår, hvis det lykkes af genoprette disse.

Den politiske ramme for den kommende udtagning af kulstofrige lavbundsjorder er, at der som udgangspunkt skal udtages 100.000 ha ud af det samlede areal på ca. 291.000 ha. Fokus er udtagning af opdyrket landbrugsjord (Greve m.fl. 2021), hvilket i praksis betyder ophør af dræning og dyrkning som minimum. Udtagningen af kulstofrige lavbundsjorder opnås ved hjælp af en støtteordning. For at komme i betragtning til støtte skal 60 % af det areal, der søges støtte til, være kulstofrige lavbundsjorder. Selvom fokus er på ekstensivering af landbrugsjord, er de våde naturtyper (fx mose og eng) ikke uvæsentlige i en klimasammenhæng. Disse arealer vil ofte være helt eller delvist afvandet og der vil ofte være biomasseudtag fra arealerne, hvilket efterlader et potentiale for en klimaeffekt ved genopretning af naturlig hydrologi og ophørt udtagning af biomasse.

1.2 Genopretning af naturlige økosystemer

På trods af det stigende fokus på biodiversitetskrisen, er det ifølge de sidste to årtiers statusrapporter over Danmarks biodiversitet stadig ikke lykkedes at vende krisen. Hverken når det kommer til tab af arter, deres levesteder eller forringelse af de processer, der er en forudsætning for arter og levesteder (Ejrnæs m.fl. 2011, Ejrnæs m.fl. 2021a). Biodiversitet har optimale forhold i intakte økosystemer, hvor miljøet er naturligt og processerne er intakte. Naturlige miljøfaktorer er fx naturligt lave næringsniveauer, der ikke er påvirket fx gødskning og atmosfærisk deposition og naturlig hydrologi, der ikke er påvirket af dræning. Arealer med naturlige miljøfaktorer har diverse plantesamfund, der kun sjældent er dominerede af konkurrencearter, der tager lys og plads fra mere nøjsomme og langsomt voksende arter, og dermed også basis for mere diversitet på højere trofiske niveauer (Brunbjerg m.fl. 2018). Blandt de vigtigste natur-

lige processer, som er stærkt modificeret af mennesker, finder vi græsning, kystdynamik og hydrologi (Ejrnæs m.fl. 2021b). Blandt de vigtige processer finder vi også vækst og ophobning og differentiering af biomasse – både kortlivede resurser som blomster og lort, og langlivede som veterantræer og dødt ved (Brunbjerg m.fl. 2017). På grund af menneskers indgriben er der (i hvert fald i Danmark) ingen områder, der er intakte og de naturlige processer er fraværende i store dele af landet (Ejrnæs m.fl. 2021b). Internationalt er der stigende fokus på betydningen af at genoprette de naturlige processer fx naturlig hydrologi (Kreyling m.fl. 2021), naturligt næringsstofniveau (Walker m.fl. 2004, Wassen m.fl. 2005) og naturlig tæthed og diversitet af store planteædere (Svenning m.fl. 2016).Vigtigheden af genopretning af naturlige økosystemer er også i politisk fokus, hvilket afspejles i EU's 'Nature Restoration Law' (https://environment.ec.europa.eu/topics/nature-and-biodiversity/nature-restoration-law_en), som desuden er et nøgle-element i EU's biodiversitets strategi (https://environment.ec.europa.eu/strategy/biodiversity-strategy-2030_da). Formålet med en 'Nature Restoration Law' er at opstille juridisk bindende mål for naturgenopretning. Herved forventes en positiv effekt på både biodiversitet, naturlige processer og klima. Multifunktionalitet er et nøgleord i tiden og udtagning af lavbundsjorder er et godt eksempel på, at man forsøger at opnå flere mål på samme tid. Vi vurderer dog at fysisk planlægning baseret på politisk prioritering er endnu vigtigere, især når det gælder biodiversitetshensyn (Phalan m.fl. 2011), idet disse fungerer ekstremt dårligt med kompromisser (Collas m.fl. 2023). Den politiske prioriteringsopgave bliver således at håndtere konflikter mellem forskellige interesser (fx biomasseudtag versus naturlig hydrologi og urørt skov) og til gengæld kan man høste de synergier, som næsten altid findes, når man tilgodeser et formål i arealanvendelsen (Johansen m.fl. 2018).

I mere end 30 år har der i Danmark, i forbindelse med skiftende vandmiljøplaner og EU vandrammedirektiver, været fokus på at genoprette vådområder for at reducere næringsstofbelastningen og opnå god økologisk tilstand i vandløb, søer og fjorde. Dette har ført til genopretning af lavvandede søer; genslyngning af vandløb og udvikling af nye ferske enge og moser på tidligere dyrkede arealer. Fokus har hovedsageligt været at nedbringe næringsbelastningen af grundvand, kystvande, søer og vandløb, mens genopretning af naturlige levesteder for sårbare arter har været sekundær. De virkemidler der er blevet anvendt for at reducere udledning til primært havet, har ofte involveret en fortsat næringsstoftilførsel til enge, søer og moser, og dermed stået i vejen for at få genskabt biodiversiteten og genoprettet levesteder for arter tilknyttet naturlige vådområder (fx Baumane m.fl. 2021, Moeslund m.fl. 2022). Hvis man ønsker at biodiversiteten også skal tilgodeses ved udtagning og genopretning af et givet område, er det nødvendigt at have fokus på netop dét allerede i planlægningsfasen, så bedre naturkvalitet bliver en del af målsætningen. Selvom høj grundvandsstand med lavt næringsniveau er én af de vigtigste parametre for høj planterigdom og sjældne plantearter i genoprettede vådområder (Andersen m.fl. 2015, Audet m.fl. 2015), medfører vådlægning af lavbundsjorder for at opfylde klimamål eller vandmiljømål ikke automatisk bedre levesteder. Udtagning og vådlægning af flere lavbundsjorder vil dog alt andet lige skabe bedre sammenhæng mellem levesteder, hvilket også forventes at have en positiv betydning for biodiversiteten (Fløjgaard m.fl. 2017).

Ud fra et biodiversitetsperspektiv foreslår vi fire relevante indsatsområder: genopretning af naturlig hydrologi, naturlig græsning, naturlig tilgroning samt begrænsning af næringsbelastningen. De fire indsatsområder beskrives herunder.

1.2.1 Naturlig hydrologi

I Danmark afvandes våde dyrkningsjorder med dræn og grøfter, og effektiv vandafledning sikres ved at kanalisere, nedgrave og grødeskære vores vandløb, så de ændres fra langsomt flydende, slyngede vandløb i niveau med ådalens terræn til dybt nedgravede kanaler. Desuden pumper vi grundvand op til drikkevand og markvanding fra grundvandsmagasinerne. Alle disse tiltag ødelægger det naturlige vandkredsløb, hvor overfladevandet infiltrerer gennem de naturlige jorder til grundvandsmagasinerne. Derfra presses det op i lavbundsjorderne, for derefter langsomt at sive gennem tørvejorderne i moser og enge til det samler sig i kilder og vandløb, hvorfra vandet strømmer videre ud i søer, fjorde og havområder.

Fuld genopretning af naturlig hydrologi handler altså både om at stoppe afledningen af vand fra vådområderne gennem dræn, grøfter og kanaliserede vandløb, og om at sikre at mængden af tilstrømmende rent grundvand er tilstrækkelig til at sikre de grundvandsafhængige naturtyper og også at det øvre grundvand ikke er næringsbelastet som følge af gødskning af dyrkningsjorderne (Nilsson m.fl. 2019).

Vådlægning af lavbundsjorder ved lukning af dræn og grøfter bidrager til at holde grundvandet tilbage i ådalen, men medfører ikke automatisk at de naturlige hydrologiske forhold genoprettes. Erfaringerne viser dog at man kan komme langt med genopretningen af hydrologien ved at stoppe afvandingen af lavbundsjorderne lokalt i ådalen, men også at der vil være en række lokale forhold, der kan blive afgørende for i hvor høj grad det lykkes at genskabe den naturlige hydrologi, og dermed også for hvilken biodiversitet man kan forvente. Blandt de vigtigste forudsætninger er, at det vand, som løber i dræn og grøfter, er tilstrækkeligt næringsfattigt til at kunne understøtte en naturlig eng og kærvegetation. Hvis vandet ledes til ådalene fra dyrkede marker, kan der let være udfordringer med næringsstofbelastning, men også i grundvandsmagasinerne kan der være nitratforurening. Selv hvis det lykkes at holde vandet tilbage i ådalen, er det ikke givet at indsatsen vil føre til en fuldstændig tilbagevenden til de oprindelige forhold før dræning, grøftning, udretning og nedgravning af vandløb. Dræning og opdyrkning har medført at tørvejorden er blevet omsat gennem tiden og vandets bevægelse vil derfor ikke vende tilbage i de oprindelige spor før dræningen. Én af effekterne heraf kan være at vandet i højere grad vil løbe oven på den sammenbrændte tørvejord og samle sig i lavvandede søer i områder, hvor der ikke tidligere har været søer. På grund af tilførslen af overfladevand fra omkringliggende dyrkede arealer vil søerne formodentlig blive næringsbelastede med dominans af næringskrævende, almindelige vandplantearter (Sand-Jensen 2021) og ikke være af særlig betydning for biodiversiteten. Et forhøjet næringsindhold vil forstærke konkurrencen mellem plantearter til fordel for næringselskende, hurtigt voksende og konkurrencestærke urter. Omvendt vil vådlægning af lavbundsjorder med lav tilførsel af næring fra omkringliggende marker give den bedste biodiversitet (Bruun & Sand-Jensen 2022).

Selvom naturlig hydrologi er den vigtigste forudsætning for god naturtilstand på lavbundsarealerne (Andersen m.fl. 2015), kan vådlægning gøre det sværere at sikre kontinuiteten af græsning med husdyr, som det typisk foregår i naturplejen i dag. Der findes robuste racer af kvæg og heste, og også vandbøfler, som kan græsse i ganske våde områder og for biodiversiteten er der ikke tvivl om, at naturlig hydrologi er vigtigere end ekstensiv landbrugsdrift.

Vi henviser til hjemmesiden 'Biodiversitet i ådale' (https://ecos.au.dk/forskningraadgivning/temasider/biodiversitet-i-aadale) for en mere grundig gennemgang af de komplekse sammenspil mellem det dybe grundvand, overfladisk grundvand, genopretning af vandløb og effekten på biodiversitet.

Figur 1.1. Efter genopretning i Villestrup Ådal er der skabt en mere naturlig hydrologi med et vandløb, der løber i terræn. Det minimerer den drænende effekt af vandløbet i ådalen og giver mulighed for naturlige oversvømmelser af moser og enge langs åen. Foto: Camilla Fløjgaard ©

1.2.2 Naturlig græsning

Genopretning af naturlig græsning er et oplagt tiltag når det kommer til naturgenopretning generelt – således også på udtagne lavbundsjorder. Naturlig græsning tilnærmes ved helårsgræsning med fx hårdføre racer af kvæg og heste uden tilskudsfodring, hvor tætheden af græssende dyr reguleres af tilgængeligheden af føderessourcer i området (Hodder & Bullock 2005). I det uhegnede landskab er tætheden af planteædere meget lavere end naturligt, fordi mange store pattedyr er blevet udryddet i historisk tid og fordi dyrene i dag reguleres ved jagt. Vi vurderer, at det ikke er muligt at tilnærme sig naturlige tætheder uden hegning, da de relativt mange dyr vil bevæge sig ud i kulturlandskabet og komme i konflikt med anden arealanvendelse. Til gengæld er græsningen i naturplejens indhegnede græsningsområder ofte unaturlig høj med tætheder, som kan være 5-10 gange så høje som de ville være i naturlige økosystemer (Ejrnæs m.fl. 2021b), og dyrene går typisk kun ude i sommerhalvåret.

Græsning nedbringer næringskoncentrationerne på arealerne i forbindelse med at de græssende dyr æder biomasse – selvom en del returneres til systemet i form af gødning. Græsning ændrer samtidig på konkurrenceforholdene mellem plantearter til fordel for små, lavt voksende arter – og især til fordel for urter frem for græsser (Bonavent m.fl. 2023), hvilket giver mulighed for en større mængde af blomsterressourcer til gavn for nektar- og pollenspisende

insekter. Græsning skaber strukturel heterogenitet i landskabet fordi græsning, i modsætning til fx slåning, ikke er ensartet i tid og rum (Bergamini m.fl. 2001, Middleton m.fl. 2006). Græsning gavner planteartsrigdommen generelt, og har samtidig en positiv effekt på tilstedeværelsen af sjældne arter (Bonavent m.fl. 2023, Fløjgaard m.fl. 2022). Endelig skaber græsning forstyrrelse og fysisk variation på et område i forbindelse med bid, tråd og slid på vegetationen, der skaber åbninger i vegetationen, dannelse af tuestrukturer og bar jord, der kan fungere som levesteder for varmeelskende insekter og spirebed for planter (Fløjgaard m.fl. 2022, Middleton 2016). Bar jord giver plads til én-årige planter, og variationen i struktur og opretholdelse af lysåbne og varme områder er godt for mange insekter. Lort fra store planteædere fungerer desuden som levested og fødekilde for mange svampe, leddyr og insekter. De bedste betingelser for lortefauna opnås naturligvis hvis de græssende dyr ikke medicineres med fx ormemiddel. Ved helårsgræsning med dyr i naturlige tætheder, vil dyrene først æde op i økosystemet sidst på vinteren, mens der vil være et overskud af plantebiomasse om sommeren (Fløjgaard m.fl. 2021). I forhold til diversiteten af insekter er helårsgræsning også at foretrække frem for intensiv sommergræsning, da sidstnævnte er for intensiv i blomstringsperioden hvorved blomsterne ædes og mængden af både nektar og pollenkilder til insekterne reduceres (Tadey 2015, Lázaro m.fl. 2016).

Figur 1.2. Tunge dyr, som heste, kvæg og vandbøfler, kan gå i til maven på arealer med blød bund. Her græsser kvæget i rigkær ved Kielstrup Sø, Hobro og bidrager til variation og tuestruktur ved tramp og græsning. Foto: Camilla Fløjgaard ©

I dag bruges en del af engene på lavbundsjord til intensiv sommergræsning eller maskinel biomassehøst, men for at tilgodese biodiversiteten bør driften ekstensiveres, fx ved ekstensiv sæsongræsning med lang udbindingsperiode (Ejrnæs & Bruun 2022), hvor helårsgræsning ved naturlige tætheder og uden tilskudsfodring bedst tilnærmer en naturlig græsningsproces. Helårsgræsningen kræver dog en mosaik af våd og tør natur hvis dyrene skal kunne opholde sig på arealet hele året – hvilket ofte i praksis betyder at det hegnede areal skal være større og mere varieret end ved traditionel sommergræsning. Hvis det ikke er muligt at inkludere arealer med tør bund i græsningsarealet, så kan det være nødvendigt at tage dyrene af arealerne i en periode i vinteren når arealerne er mest våde eller sågar oversvømmede. Det er oftest en fordel

at anvende mere robuste racer til helårsgræsning, ligesom vandbøfler måske kan være en fordel på meget våde arealer. Vandbøfler (*Bubalus murrensis)* har været vidt udbredte i vådområder i tempereret Europa, formentlig også under sidste istid (Van Dam m.fl. 1997, Koenigswald m.fl. 2019, Vislobokovaa m.fl. 2020). Arten kan erstattes af den nærtbeslægtede *Bubalus bubalis* fra Asien for at genoprette en mere naturlig græsningsproces i vådområder.

1.2.3 Naturlig tilgroning

Selvom vi i Danmark normalt forbinder naturpleje og naturgenopretning med en aktiv indsats med et defineret formål, så kan det på en del af de udtagne lavbundsjorder være oplagt at opgive tanken om at genskabe fordums tiders vidtstrakte lysåbne ådalslandskaber med enge og moser. I naturplejen er tilgroning typisk uønsket, fordi de lysåbne naturtyper, som er målet for naturplejen, er defineret med et meget begrænset indslag af træer og buske. Samtidig spiller det nok en rolle, at kulturlandskabet er indrettet med så skarpe skel mellem skove med tæt ved 100 % kronedække og lysåbne landskaber, hvor vedplanter er blevet bekæmpet af landbruget og holdt i skak af naturplejen. Landbrugets støtteordninger rummer i sig selv incitamenter til at rydde vedplanter for eksempelvis at kunne oppebære grundbetaling på arealerne. Tilgroning kan også være en reel trussel mod værdifuld lysåben natur, hvor levesteder for små, nøjsomme og varmekrævende arter forsvinder, hvis arealerne gror til. Men buske og træer hører til i naturlige økosystemer, og de er værter for en unik biodiversitet i form af laver, mosser, svampe og insekter. Selvom effekten af tilgroning stadig er understuderet findes der flere eksempler på at tilgroning kan gavne specifikke taksonomiske grupper af fx fugle, mosser, svampe og natsommerfugle (Broughton m.fl. 2022, Brunbjerg m.fl. 2022, Dantas de Miranda m.fl. 2019).

Ved tilgroning på næringsrige, fugtige lavbundsjorder, hvor der er vandbevægelse, kan værdifulde naturtyper som elle- og askesumpe dannes over tid. Elle- og askesumpe er på EU's habitatdirektivliste, og er derfor en naturtype, som vi har pligt til at passe på. Selvom ellesumpe historisk set er blevet brugt til stævning, anbefaler vi at lade denne type være urørt, da de, udlagt som urørt skov, på sigt har et stort biodiversitetspotentiale (Aude m.fl. 2006). Urørthed skaber naturlig forstyrrelse fx i form af rodvæltning. Naturlig forstyrrelse mindsker konkurrencen mellem plantearter (Brunbjerg m.fl. 2014, Brunbjerg m.fl. 2015, Fløjgaard m.fl. 2022) og øger habitatdiversiteten, som begge øger biodiversiteten (Aude m.fl. 2006). Desuden vokser rød-el relativt hurtigt og successionshastigheden er høj – det giver hurtigt gamle stammer og nedbrudt ved, som kan være levested for mange arter. Ellesumpe er en meget lysåben skov-type, som naturligt tillader en rigere underskov af blomstrende buske samt en rig skovbundsflora. Tidligere var arealer med rød-el mere almindelige, men de blev i stort omfang omdannet til enge i forbindelse med dræning og opdyrkning allerede før 1919 (Warming 1919). Udtagning af lavbund og efterfølgende tilgroning kan derfor ses som en naturlig genopretning af de våde økosystemer, omend naturkvaliteten i nye ellekrat som udgangspunkt næppe står mål med kvaliteten i de ellesumpe, der gik tabt ved dræning (Aude m.fl. 2006).

Dannelse af pilekrat er også en mulig følge af udtagning på næringsrige lavbundsjorder. Pil vokser ligesom rød-el hurtigt, den naturlige ældning indtræder tidligt og mængden af lys i gamle pilekrat er stor. I modsætning til ellesumpe er pilekrat ikke en prioriteret naturtype i habitatdirektivet, og den anses ofte som ikke særlig værdifuld. Imidlertid er pil den vigtigste fødekilde for et væld af leddyr (ifølge databasen 'DBIF' - Biological Records Centre's værtsplantedatabase for leddyr (http://dbif.brc.ac.uk/, Bruun m.fl. 2022) og én af de planteslægter med flest interaktioner med svampe (Bruun m.fl. 2022). Hermed

kan pilekrat være et undervurderet habitat rent biodiversitetsmæssigt (Brunbjerg m.fl. 2022).

Ud over den direkte vigtighed af vedplanter som fødekilde for mange arter, er der også mere indirekte positive effekter af tilgroning. Ved tilgroning mindskes konkurrencen mellem planterne i urtelaget under træer og buske, hvilket kan give plads til et mere artsrigt plantedække (Brunbjerg m.fl. 2022). På næringsbelastede arealer, hvor konkurrencen i urtelaget er meget stor og udsigten til udvikling af værdifuld lysåben natur dermed er dårlig, vil naturligt fremvokset krat og skov derfor give bedre muligheder for biodiversiteten: det vil øge diversiteten af urter samtidig med at det vil tilføje et væld af levemuligheder for arter tilknyttet vedplanter og dødt ved (Brunbjerg m.fl. 2022). Da en stor de af lavbundsjorderne, der er i spil her, er egentlige landbrugsjorder, vil naturlig succession og tilgroning kunne anbefales i de fleste tilfælde. Tilgroning vil ofte kunne finde sted under ekstensiv græsning, hvis det er skrevet ind i vilkårene at træer og buske ikke å ryddes med landbrugsdrift for øje.

Figur 1.3. Artsrigt pilekrat i Kastbjerg Ådal. Succession i ådalen har resulteret i et ret lysåbent og artsrigt pilekrat med sammenbrud og masser af epifytter på stammerne. Krattet er tydeligt grundvandspåvirket og med indslag af arter fra den lysåbne ådalsnatur. Foto: Dagmar Kappel Andersen ©.

1.2.4 Reduktion af næringsstofbelastningen

Årtiers landbrugsdrift har efterladt lavbundsjorderne med unaturligt høje næringsstofpuljer (Greve m.fl. 2021). Næringsforureningen består enten i direkte tilførsel ved gødskning eller indirekte tilførsel via overfladevand og grundvand, oversvømmelser i ådale, jordfygning og erosion fra dyrkede mar-

ker eller tilførsel fra atmosfærisk deposition (Bak 2023, Greve m.fl. 2021). Desuden medfører afvanding at tørvejorderne nedbrydes med frigivelse af næringsstoffer som konsekvens.

Ophør af dyrkning af lavbundsjorderne vil naturligvis medføre ophør af gødskning, og dermed også en mindre næringsudvaskning og ammoniakfordampning (Klimarådet 2020). Men selv efter endt dyrkning vil næringsstofferne findes i jord og planter lang tid efter og den historiske gødskning og dræning betyder at mange enge i dag er helt eller delvist ødelagt som levested for typiske arter af planter og insekter. Næringsforureningen favoriserer kvælstofelskende plantearter, særligt græsser og konkurrencestærke urter som lådden dueurt og stor nælde, og forringer konkurrencevilkårene for både dværgbuske og lavt voksende, nøjsomme urter, halvgræsser og mosser og deres tilknyttede insekter og svampe. Forhøjede næringsniveauer kan stå i vejen for succesfuld genopretning af naturlige plantesamfund selv mange år efter vådlægning af tidligere landbrugsområder (Baumane m.fl. 2021, Moeslund m.fl. 2022).

Figur 1.4. Tørveskrælning i større målestok – for at blotte næringsfattig mineraljord og for at bruge den næringsrige jord til at lukke grøfter. Omkring det tørveskrællede område findes spredte næringsberigede kær samt tidvis våd eng med djævelsbid, klokkeensian, hedepletvinge og kødfarvet gøgeurt Foto: Torben Ebbensgaard ©, COWI

Der er flere muligheder for at forsøge at fjerne næringsstoffer efter udtagning af lavbundsjorder. Fjernelse af den næringsrige topjord har været anvendt på især heder (tørveskrælning) for at reducere næringsbelastningen i de ellers næringsfattige naturtyper. Metoden er effektiv i forhold til mængden af fjernet næring (Klimkowska m.fl. 2010), men samtidig forholdsvis dyr og kræver

store maskiner. Tørveskrælning forud for vådlægning har potentiale til at reducere mobiliseringen af ophobet fosfor betragteligt efter vådlægning (Zak m.fl. 2017a, 2017b) og øger dermed sandsynligheden for gendannelse af vegetation med flere nøjsomme plantearter.

Maskinel biomassehøst er en anden metode til, over en længere periode, at udpine økosystemet ved efterhånden at fjerne den næring, som cirkulerer aktivt i økosystemet. Ved maskinel biomassehøst vil man dog ødelægge eller forhindre opbygningen af vigtige strukturer på arealerne – fx knolde, tuer, buske og træer. Det tager lang tid at nedbringe næringsniveauerne og fra et naturgenopretningsperspektiv, er der en konflikt i at forsøge at genoprette naturen ved at fjerne den biomasse, som arterne lever af. Desuden vil der være et incitament til afvanding for at forbedre mulighederne for at kunne køre med maskiner på arealerne.

Figur 1.5. Maskinel høslæt skal benyttes med omtanke, da det udligner mikrotopografien med tab af biodiversitet til følge (Kotowski m.fl. 2013). Metoden kan anvendes som en naturgenopretningsmetode i en overgangsperiode i næringsrige områder, hvor der ikke er sjældne arter eller følsomme strukturer såsom tuer og knolde. Brakpudsning med rørhøster omkring artsrigt rigkær. Foto: Henriette Bjerregaard, MST©

1.3 Perspektivering

Optimalt set kan man ved hjælp af rumlig planlægning kombinere klimahensyn og biodiversitetshensyn. I praksis vil der dog med en kombination af hensyn blive brug for at prioritere – da det kan være svært at forene biodiversitets- og klimahensyn på samme sted og tid. Den endelige prioritering er op til beslutningstagerne, men der er en række forhold, der har betydning når man udfører tiltag i praksis, som beskrevet her.

1.3.1 Genopretning i praksis og synergi mellem indsatser

Størrelsen på arealet med lavbundsjord, der kan udtages, har naturligvis en effekt på hvilke indsatser, der meningsfuldt kan tages i brug, og hovedreglen er at jo større og mere sammenhængende arealer med potentiel natur, der opstår ved udtag af lavbundsarealer, desto lettere vil det være at genoprette naturlige processer. Naturlig græsning, hvor dyrene går ude hele året, kræver et vist areal for at der er føde nok gennem hele vinteren. Derudover skal lavbundsarealerne ligge i nærheden af mere tørre arealer, som kan hegnes med, da græsningsarealet skal indeholde både våde og tørre habitattyper, gerne med læ, så dyrene har mulighed for at vælge de bedste arealer i forhold til årstid, vejr og vind. For at sikre at det er praktisk muligt at genoprette naturlig græsning, kan man derfor vælge at prioritere udtagningsprojekter, som indeholder arealer med både høj- og lavbundsjord. I praksis kan størrelsen af arealet, der udtages dog begrænses af den geografiske placering af arealerne. Øget vandstand efter udtagning og vådlægning kan påvirke naboarealerne, der kan være modstridende interesser hos forskellige lodsejere og i nogle tilfælde, vil det måske ikke være muligt at vådlægge på trods af udsigterne til store klimaeffekter, fordi det fx kan gå ud over nærliggende infrastruktur (jernbaner, veje etc.).

Lav næringsstatus er en af de vigtigste forudsætninger for at udløse det fulde naturpotentiale ved naturlig græsning og hydrologi (Moeslund m.fl. 2022), og næringsstatus kan også være bestemmende for hvor det giver mening at tillade naturlig tilgroning at få et forspring. Da næringsfattige arealer er sjældne i vores kulturlandskab, er det første prioritet at beskytte allerede eksisterende næringsfattige moser og enge – også selv om klimaeffekten ikke er så stor, da de sandsynligvis ikke er de jorder, der udleder flest klimagasser. Dernæst bør man prioritere at genskabe naturlig lav næringsstatus i grundvandspåvirket natur, hvor dette er muligt. Sidst, kan man tillade naturlig tilgroning på vådlagte, næringsbelastede arealer. Dette giver tilmed en yderligere bonus på klimakontoen ved lagring af kulstof i overjordisk biomasse (Sand-Jensen m.fl. 2021).

Det kan også give mening at kombinere flere forskellige indsatser. Man kan indføre naturlig græsning på tilgroede arealer fx efter en årrække (5-10 år), hvor man har ladet tilgroningen ske, for derefter at øge forstyrrelsen vha. græsning, som også er en naturlig og vigtig økologisk proces i skovøkosystemer. På grund af det generelt lave græsningstryk i skovøkosystemer i Danmark, vil tilgroning ske både på græssede og ugræssede arealer, men ved at forsinke iværksættelsen af græsning lader man vedplanterne få et forspring inden græsningen sætter ind. Det kan virke modstridende at anbefale både tilgroning og græsning på samme areal, men pointen er, at begge tiltag er naturlige processer, og netop genopretning af de naturlige processer er formålet med rewilding og den genopretning, som er mest omkostningseffektiv og bedst fra et biodiversitetsperspektiv (Ejrnæs m.fl. 2021b). I mange ådale er der allerede en vis tilgroning forud for udtagning og vådlægning, og her kan man med fordel iværksætte ekstensiv helårsgræsning ved naturlige tætheder med det samme.

Generelt anbefaler vi ikke biomasseudtag fra genoprettede lavbundsjorder fx i form af slæt eller intensiv græsning på åbne arealer og fældning af træer i skov. Opbygning af biomasse er en fordel både biodiversitetsmæssigt - da alt organisk materiale udgør levesteder eller fødekilder for arter, og jo større volumen og diversitet af organisk kulstof, jo flere arter (Brunbjerg m.fl. 2017) - og klimamæssigt, da lagring af kulstof i overjordisk biomasse virker positivt

på klimaet i modsætning til udtag, der med længere eller kortere forsinkelse ender med emission af klimagasser (Eggleston m.fl. 2006). Dog kan genopretning af naturlig hydrologi i urørte skove mindske kulstoflagringen i opbygget biomasse (Johannsen m.fl. 2019), da våde skove er naturligt mere lysåbne. Høslæt med fjernelse af biomasse kan i en periode bruges til at fjerne næringsstoffer på tidligere dyrkningsarealer med store næringspuljer. Selvom høslæt hæmmer de konkurrencestærke arter og åbner vegetationen, så der kan komme lys ned til de små nøjsomme planter, der er helt afhængige af lys (Kotowski m.fl. 2006), vil vi ikke anbefale biomassehøst som genopretningsmetode hvis det udelukker genopretning af naturlig hydrologi eller naturlig græsning, og vi anbefaler ikke fjernelse af træer og buske, med mindre det sker som engangsindgreb i områder med næringsfattig mosevegetation med truede arter.

1.3.2 Klimaeffekter

Klimaeffekten ved udtagning, vådlægning og genopretning af naturlige processer på lavbundsjorder afhænger naturligvis af hvilken indsats man har fokus på. Klimagevinsten ved at stoppe afvandingen af vådområderne er nem at få øje på, da drivhusgasudledningen totalt set er vurderet til at falde med 4,1 mio. ton CO2-ækvivalenter om året ved vådlægning af alle dyrkede marker på lavbundsjorder på trods af en merudledning af metan (CH4) efter vådlægning (Klimarådet 2020). Klimagevinsten kommer hovedsageligt fordi vådlægning standser den aerobe omsætning af det organiske materiale (Klimarådet 2020).

Klimagevinsten ved naturlig græsning er kompleks at forudsige og afhænger af mange faktorer, som fx sammensætningen af vegetationen, jordbund, forskellige typer af kulstofpuljer og kulstofbinding, klima, sammensætningen af planteædere, tætheder af planteædere osv. (Kristensen m.fl. 2022, Malhi m.fl. 2022). Undersøgelser fra forskellige steder i verden viser, at effekterne af genopretning af naturlig græsning, herunder både naturligt græsningstryk og diversitet af store planteædere, har positive effekter på kulstoflagringen og stabiliseringen af kulstof i jord i økosystemerne (se gennemgang i Pedersen & Kristensen 2022). Selvom vi mangler konkrete undersøgelser af klimaeffekter af rewilding i Danmark eller andre områder med lignende økosystemer, så indikerer den eksisterende viden, at der også i Danmark er potentiale for at genopretning af naturlig græsning, kan bidrage til kulstoflagring.

Ved udlæg af eksisterende skov til urørt skov, sikrer man det kulstof som er opbygget i vedmassen mod hugst og afbrænding. Kulstoflagringen afhænger især af skovens produktivitet, træart, forvaltning og alder (Johansen m.fl. 2019). Hvor stor klimagevinsten vil være ved udlæg til urørt skov, afhænger især af den kulstoflagring, der sker i perioden fra udlæg til ligevægten mellem kulstofopbygning og nedbrydning opnås. Gamle skove kan lagre mere kulstof end unge skove, men hastigheden hvormed kulstof bindes fra atmosfæren falder med skovens alder og kan blive negativ i takt med at træ-dødeligheden overstiger ny vækst (Lippke m.fl. 2011). Da den gennemsnitlige mængde CO2-ækvivalenter i biomassen pr ha i danske skove er relativt lav sammenlignet med potentialet for biomasse i gamle urørte skove fx Suseup skov (Nord-Larsen m.fl. 2019) og Bialowieza skovene (Matuszkiewocz m.fl. 2021), forventer vi, at der vil være en relativt stor klimagevinst ved udlæg af urørt skov. Mængden af kulstof lagret i jorden er større end den i overjordisk biomasse (Mayer m.fl. 2020), og selv i gamle skove er der potentiale for øget kulstoflagring i jorden (Zhou m.fl. 2006). Men kulstoflagring i jorden påvirkes af forvaltningen, da forstyrrelser kan øge omsætningen af kulstof i jorden

(Leuschner m.fl. 2022) og dermed øger udlæg til urørt skov potentialet for en klimaeffekt yderligere.

Klimagevinsten ved at forsøge at reducere næringsstofbelastningen afhænger selvfølgelig af hvilket tiltag, man vælger. Tørveskrælning før vådlægning har potentiale til at reducere metan-emissionen (Zak m.fl. 2017b) og for at opnå en yderligere gunstig klimaeffekt af tørveskrælning er det nødvendigt at sikre sig, at den afskrællede jord ikke afgasser. Dette kan fx gøres ved at sætte jorden under vand ved at bruge jorden til lukning af grøfter. Klimaeffekten ved slåning af biomasse må forventes at være negativ, da den høstede biomasse omsættes – selv hvis den bruges som foder.

2 Biodiversitetspotentiale ved udtagning af 100.000 ha lavbundsjorder

For at muliggøre og understøtte en prioritering af biodiversitet under udtagning af 100.000 ha kulstofrige lavbundsjorder, præsenterer vi her en rangordning af de kulstofrige lavbundsjorder, efter områdernes formodede værdi for biodiversiteten, baseret på den eksisterende viden om tilstand samt den rumlig sammenhæng med det omkringliggende landskab. I det følgende gennemgår vi principperne for en sådan rangordning af de kulstofrige lavbundsjorder efter deres biodiversitetspotentiale ved udtagning og dernæst visualiserer vi resultatet i to forskellige områder i Danmark. De valgte eksempler illustrerer de forskelle, der kan være i potentialet for biodiversitetseffekter for: 1) et område med et højt naturindhold ved Skals Å tæt på Fussing Sø (Figur 2.1) og 2) et område med flere marker i oplandet ved samløbet mellem Vissing bæk og Lilleå nordvest for Hadsten (Figur 2.5).

2.1 Datagrundlag

For at udpege de kulstofrige lavbundsjorder, som vi har udsat for efterfølgende prioritering efter biodiversitetspotentiale, har vi taget udgangspunkt i en detaljeret kortlægning af kulstofrige lavbundsjorder i Danmark kaldet Tekstur2014 (Greve m.fl. 2021). Tekstur2014 er baseret på interpolation, der kombinerer regression af kulstofindhold (punktmålinger af jordens kulstofindhold og 17 miljøvariable) og interpolation af residualer (se detaljer i Greve m.fl. 2021). Tekstur2014 er et gridkort (30,4 × 30,4 meter opløsning), som indeholder information om mængden af organisk kulstof i jorden i hvert kvadrat (0-30 cm dybde, vægt i %). Kvadraternes værdier er inddelt i 4 klasser: < 3 %, 3-6 %, 6-12 % and > 12 %. Her definerer vi kulstofrige arealer, som kvadrater med minimum 6 % organisk kulstof (Klimarådet 2020, n=3.119.920 kvadrater). Kulstofrige lavbundsjorder udgør 291.000 ha svarende til 7,3 % af det danske landareal (Greve m.fl. 2021).

2.2 Rangering af kvadrater

Der er foretaget en rangordning af tekstur-kvadraterne efter deres forventede biodiversitetspotentiale ved udtagning og eventuel vådlægning og naturgenopretning. Der er anvendt 12 klasser hvor 1 repræsenterer den højeste forventede biodiversitetseffekt (dvs. de arealer med højest naturkvalitet og størst sammenhæng med andre arealer) mens 11 og 12 repræsenterer den laveste forventede biodiversitetseffekt.

Vi har rangordnet kvadraterne efter naturværdi og rumlig sammenhæng. Vi har både kigget på kvadraternes nuværende værdi og på deres potentielle værdi efter ophørt dyrkning. Biodiversitetsværdien forventes at være størst for kvadrater som har høj naturværdi i dag og indgår i områder med høj tæthed af sammenhængende natur – hvilket eksempelvis gør sig gældende for området ved Fussing Sø (Figur 2.1). Området nordvest for Hadsten indeholder langt flere marker i oplandet (Figur 2.5) og i begge områder er der en del isolerede lavbundsjordskvadrater vest for åen, som ikke har stor værdi biodiversitetsmæssigt (Figur 2.1 og 2.5).

Biodiversitetseffekterne vil i høj grad være kontekstafhængige, men da vi ikke kender omfanget og placeringen af den endelige udtagning, har vi vurderet

værdien efter både den nuværende og den potentielle fremtidige rumlige sammenhæng i de landskaber, som det enkelte kvadrat er indlejret i.

Hvert kvadrat er evalueret på baggrund af indikatorer og kriterier som beskrevet herunder (se også tabel 2.1). Indikatorerne udtrykker forskellige aspekter af værdi og rumlig sammenhæng og kriterierne afspejler arbitrære afskæringsværdier, som tjener det formål at opdele lavbundsjorderne i rangordnede portioner af en vis størrelse. For eksempel er Bioscore en indikator for naturværdi og en bioscore ≥ 7 er ét af de 15 kriterier vi bruger til at rangere kvadraterne.

Bioscore: Kvadratets gennemsnitlige bioscore fra biodiversitetskortet (Ejrnæs m.fl. 2021c). Bioscoren er et mål for kvadratets eksisterende værdi som levested for rødlistede arter. Bioscoren er dels beregnet ud fra en vægtning af kendte forekomster af rødlistede arter det pågældende sted, dels ud fra en række kortlagte indikatorer, fx kystnærhed og lavbundsarealer, der er anvendt til at estimere den forventede værdi af et levested. Bioscoren varierer fra 0 til 20, hvor 0 indikerer at arealet ikke vurderes at være levested for rødlistede arter. Vi bruger afskæringsværdierne bioscore ≥ 7 og ≥ 5 som kriterier (se tabel 2.1). Bioscoren bliver sat til nul på intensivt dyrkede marker ud fra en forventning om, at disse arealer ikke udgør vigtige levesteder for rødlistede arter (Figur 2.2 og 2.6).

Ikke-nullet bioscore: Kvadratets gennemsnitlige 'ikke-nullede' bioscore. I forbindelse med udtagning af lavbundsarealer er det relevant at evaluere en version af biodiversitetskortet, hvor de indikatorer som dækker de intensivt dyrkede marker ikke længere sættes til nul. Det kan fx være landskabsindikatorer eller leveområder for rødlistede arter (arter som fx flyver i landskabet omkring markerne og derfor kan tænkes at indvandre efter ophørt dyrkning). Den ikke-nullede bioscore kan give et estimat for arealernes potentiale som levested for rødlistede arter efter udtagning, hvor eventuel dyrkning er stoppet. Vi bruger afskæringsværdierne ikke-nullet bioscore ≥ 5, ≥ 3 og ≥ 2.

Naturtæthed: Naturtætheden i det omkringliggende landskab. Naturtæthed indgår som indikator i biodiversitetskortet, da det har vist sig at være en stærk indikator for forekomsten af rødlistede arter, i særdeleshed mobile dyr. Her bruger vi naturtæthed som et selvstændigt kriterium, fordi naturtætheden har betydning for den forventede effekt af en udtagning. Dels er artspuljerne større i naturrige landskaber, dels har arterne lettere ved at kolonisere de nyudlagte områder og dels vil bestande af sårbare arter have lettere ved at overleve på lang sigt, når naturen er mindre fragmenteret. Naturtæthed er baseret på en rumlig interpolering af andelen af lysåben natur og skov i en 1 × 1 km opløsning. Vi bruger afskæringsværdierne naturtæthed > 80, > 60 og > 40.

Klynge og klynge 90 % bioscore: Endelig er der lavet en analyse af, hvordan det enkelte tekstur-kvadrat ligger i sammenhæng med andre tekstur-kvadrater, beskyttede lysåbne naturtyper samt skov. I analysen regner vi med, at de angivne typer af arealer er 'sammenhængende' og potentielt kan forvaltes som ét hele, hvis de ligger med en indbyrdes afstand på højst 20 m. For hver af disse sammenhængende arealklynger evaluerer vi 90 % percentilen af områdets bioscore for at få et udtryk for, om der også findes vigtige levesteder inden for det sammenhængende naturområde. Der lægges også vægt på klyngens samlede areal, som kan give en indikation af, om det i arealforvaltningen vil være muligt af genskabe naturlige processer som fx naturlig hydrologi og naturlig græsning. Jo større samlet areal, jo mere sandsynligt er det, at der kan genskabes naturlige processer. Da det i praksis er besværligt eller umuligt at lave sammenhængende

arealforvaltning, fx med græssende dyr, på tværs af befæstede veje og jernbaner, regner vi disse som barrierer, og tillader ikke arealklynger at gå på tværs (Figur 2.3 og 2.7). Analysen er lavet som en rasteranalyse med opløselighed på 10 × 10 meter. Vi bruger afskæringsværdierne klynge > 500 ha, > 200 ha, > 50 ha > 10 ha, samt klynge 90 % bioscore ≥ 7 og ≥ 5.

Bebyggelse eller 100 % sø: Kvadrater, der overlapper helt med arealtypen sø, eller hvor bebyggelse er den mest udbredte arealtype inden for kvadratet, tildeles den mindst egnede udtagningslag 12, da vi forventer, at disse kvadrater ikke er relevante ift. udtagning og yderligere vådlægning.

Vi evaluerer og kategoriserer teksturkvadraterne som hele enheder, også selvom et kvadrat kan rumme forskellige arealtyper og have varierende bioscorer. De absolutte afskæringsværdier for kriterierne er arbitrære, men valgt så vi ender med forholdsvist få hektar i de lave udtagningslag, hvor biodiversitetspotentialet er højest og samtidig er kravene i et biodiversitetsperspektiv så slækkede at de stadig fungerer for landbrugsarealer, som udgør en stor del af lavbundsjorderne og hvor det derfor er vigtigt at kunne skelne mellem naturpotentialerne. Uanset hvilke kriterier og afskæringsværdier, der bruges vil der uundgåeligt være både falske positive (fx arealer, hvor der er observeret sjældne arter uden at arealet udgør deres levested) og falske negative (fx arealer, som er levested for sjældne arter, men hvor disse aldrig er blevet registreret).

Det grundlæggende princip for afskæringsværdier for udtagningslagene har været at begynde med en kategori 1, som opfylder alle kravene om høj naturtilstand, stor sammenhæng, høj naturtæthed og høje naturværdier inde i den store klynge, som området er medlem af. Dernæst sænker vi barren gradvist for at få de næste udtagningslag. Der kan være berettiget diskussion om det er vigtigst at prioritere naturværdi eller vigtigere at prioritere rumlig sammenhæng, men det er vanskeligt at komme med et entydigt svar. I kontekst af udtagningen af lavbundsjorder er det særligt vanskeligt, da planlægningen ikke foregår top-down, men baseres på frivillighed fra de implicerede lodsejere. Man kan derfor ikke vide hvilke områder, som ender med at blive omfattet af ansøgninger og dermed også af potentiel vådlægning eller naturgenopretning. Af samme grund anbefaler vi at anskue de 12 udtagningslag som en vejledende rangordning baseret på biologiske kvalitetskriterier og ikke som en absolut sandhed.

2.3 Resultater

De kulstofrige lavbundsjorder findes hovedsageligt på landbrugsarealer (44 %), i enge og moser (38 %) eller i skov (8 %, Tabel 2.1). De øvrige arealtyper (overdrev, hede, strandeng, sø, bebyggelse, ukendt) bidrager med 0,5-3 % hver.

Langt de fleste marker har meget lav naturværdi estimeret via bioscoren. Derfor kan 96 % af marker og markblokke findes i udtagningslagene 9-11. Selvom naturværdien generelt er højere for enge og moser, er det stadig en betragtelig andel, der findes i udtagningslagene 9-11 (63 % af engene og 40 % af moserne). Det skyldes til dels at nogle enge og moser landskabeligt ligger relativt isoleret og dermed i en arealklynge, der kun kvalificerer til de lavere udtagningslag. Moserne er dog den habitattype, hvor det største areal falder i udtagningslagene 1-5.

Tabel 2.1. Definitionskriterierne for de 12 udtagningslag i rangordningen, samt arealopgørelse. Det *summerede areal* for et udtagningslag repræsenterer arealet af kvadrater, der opfylder kriterierne for det pågældende udtagningslag samt kvadrater, der opfylder kriterierne for en eller flere af de bedre udtagningslag. For udtagningslag 5 er det således arealet af kvadrater, der som minimum opfylder kriterierne for ét af udtagningslagene 1,2,3,4 og 5. *Arealtilvækst pr. udtagningslag* angiver arealet af kvadrater, der opfylder kriterierne for det pågældende udtagningslag uden samtidig at være omfattet af et af de bedre udtagningslag. Denne arealtilvækst er udspecificeret i arealtyper i de efterfølgende rækker, der repræsenterer arealerne af de kvadrater, hvor den pågældende arealtype er den mest udbredte indenfor kvadratet. Da hvert kvadrat i tabellen således medregnes som én arealtype, kan der være mindre afvigelser ift. mere præcise nationale opgørelser over hvor meget kulstofrig jordbund, der findes fx på arealtypen mose. Udtagningslag 11 er uden kriterier og udgør dermed resten af lavbundskvadraterne, der ikke falder ind under udtagningslag 1-10 eller 12. Marker, som også er registreret som en beskyttet naturtype, fx eng, medregnes i tabellen under naturtypen og dermed ikke som mark.

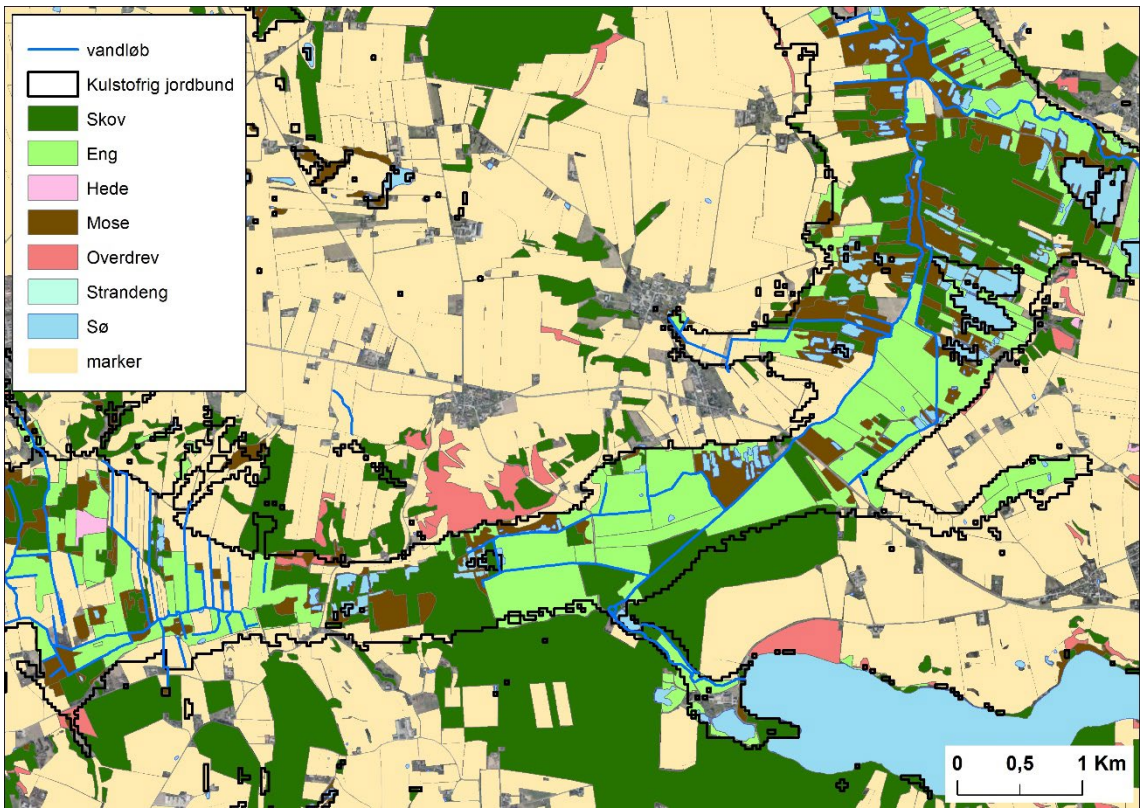
	1	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**
Bioscore ≥ 7	X	X	X	X	X							
Bioscore ≥ 5						X	X					
Ikke-nullet bioscore ≥ 5								X				
Ikke-nullet bioscore ≥ 3									X			
Ikke-nullet bioscore ≥ 2										X		
Naturtæthed > 80	X											
Naturtæthed > 60		X				X						
Naturtæthed > 40			X	X	X							
Klynge > 500 ha	X	X	X									
Klynge > 200 ha				X		X						
Klynge > 50 ha					X		X	X	X			
Klynge > 10 ha										X		
Klynge 90 % bioscore > 7	X	X	X									
Klynge 90 % bioscore > 5				X	X							
Bebyggelse eller 100 % sø												X
Arealer i ha	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12

Summeret areal (ha)	12868	19895	23756	33761	38973	47674	71050	75506	135819	207666	280067	291262
Arealtilvækst pr. udtagningslag	12868	7027	3861	10005	5212	8701	23376	4455	60313	71847	72401	11195
Skov	2001	711	247	1463	773	1982	1859	200	5713	5115	4427	0
Overdrev	47	45	40	87	71	81	195	27	379	93	182	0
Hede	442	192	87	186	55	177	352	31	264	177	62	0
Eng	1896	1632	1059	2394	917	2835	8061	1138	19152	12072	3349	0
Mose	7543	3838	1940	4923	2426	2728	9359	763	10600	9041	2785	0
Strandeng	492	158	137	386	665	224	926	74	463	559	155	0
Sø	327	237	118	318	224	236	750	47	1108	1419	1268	2482
Mark / Markblok	78	186	222	232	72	414	1756	2170	22512	42981	57705	0
Bebyggelse	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8712
Andet	41	27	11	17	9	24	120	4	122	89	2469	0

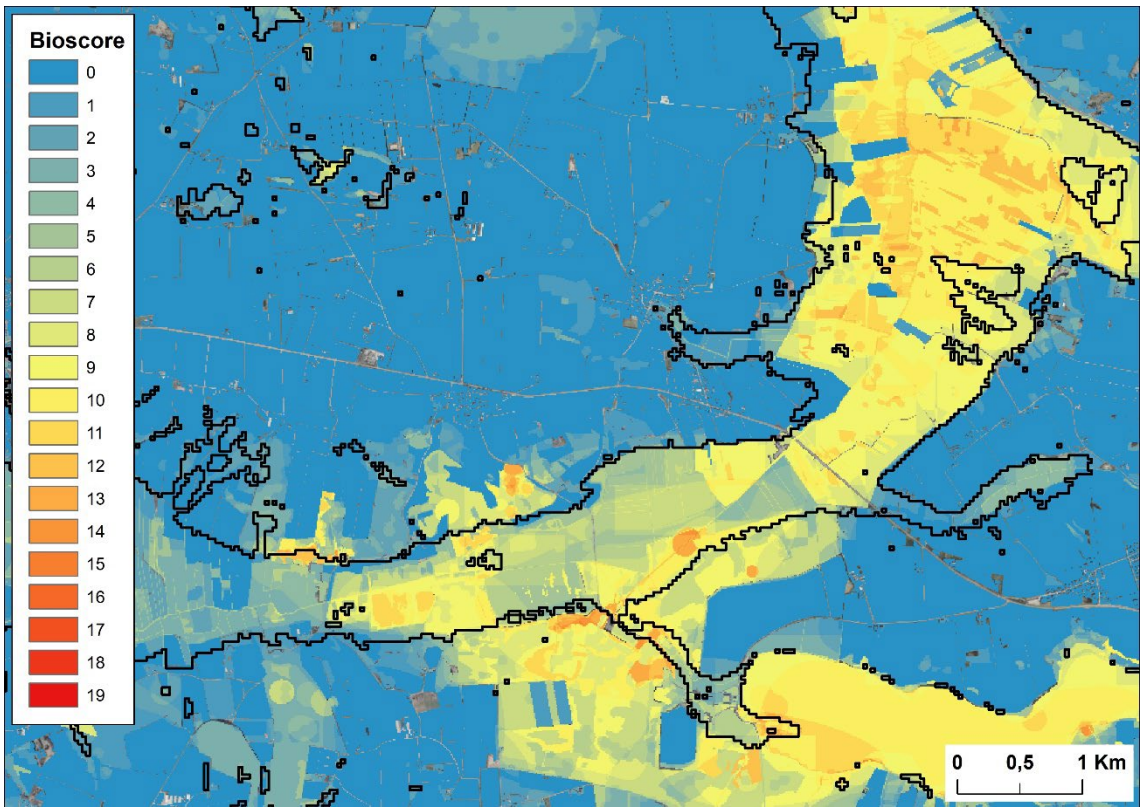
Langt de fleste marker har meget lav naturværdi estimeret via bioscoren. Derfor kan 96 % af marker og markblokke findes i udtagningslagene 9-11. Selvom naturværdien generelt er højere for enge og moser, er det stadig en betragtelig andel, der findes i udtagningslagene 9-11 (63 % af engene og 40 % af moserne). Det skyldes til dels at nogle enge og moser landskabeligt ligger relativt isoleret og dermed i en arealklynge, der kun kvalificerer til de lavere udtagningslag. Moserne er dog den habitattype, hvor det største areal falder i udtagningslagene 1-5.

De valgte kriterier er bedst til at skelne mellem naturværdierne i de gode udtagningslag (1-8), hvorefter der ses en stor arealtilvækst pr. udtagningslag. Hvis man kun tager hensyn til kategoriseringen, vil man kunne finde 100.000 ha lavbundsjord til udtag ved kun at bruge arealer i udtagningslagene 1-9 (Tabel 2.1) – altså arealer, med en ikke-nullet bioscore på minimum 2, som ligger i en klynge der minimum er 50 ha stor. I praksis er det dog kun 60 % af det ansøgte areal til udtag, der skal være kulstofrig lavbundsjord (Greve m.fl. 2021), så der kan være behov for at have fokus på at vælge arealer fra de bedste udtagningslag.

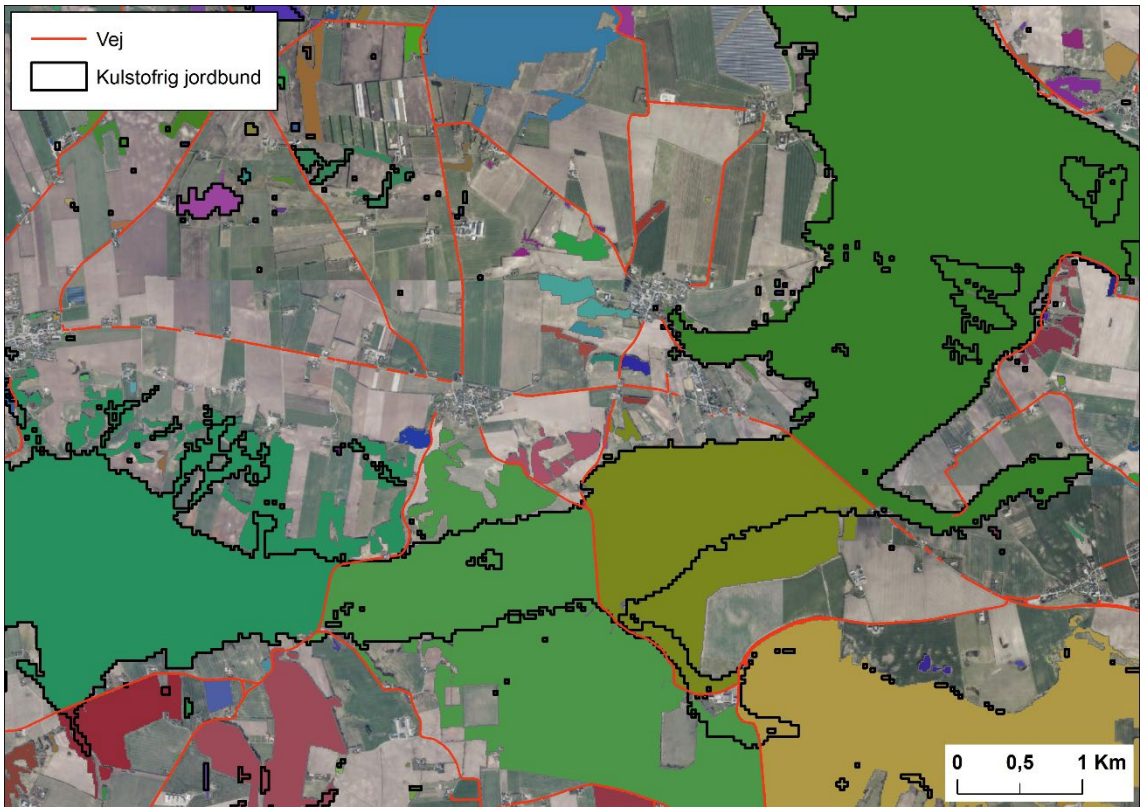
Som vist på Figur 2.4, er der mulighed for at udtage relativt store sammenhængende områder med høj naturkvalitet og biodiversitetspotentiale. Selvom der i alle områder, vil være kvadrater, som har lidt lavere rang, vil det give mening at medtage dem for at opnå rumlig sammenhæng. I området nordvest for Hadsten er rang og biodiversitetspotentiale generelt lavere end i området ved Fussing Sø (Figur 2.8), men området er stadig sammenhængende og i praksis vil udtaget selvfølgelig afhænge af hvilke lodsejere, der søger om udtag. Hvorvidt genopretning af hydrologi eller græsning kan gennemføres succesfuldt vil være afhængig af lokale forhold fx logistiske barrierer eller modstand fra naboer mv.



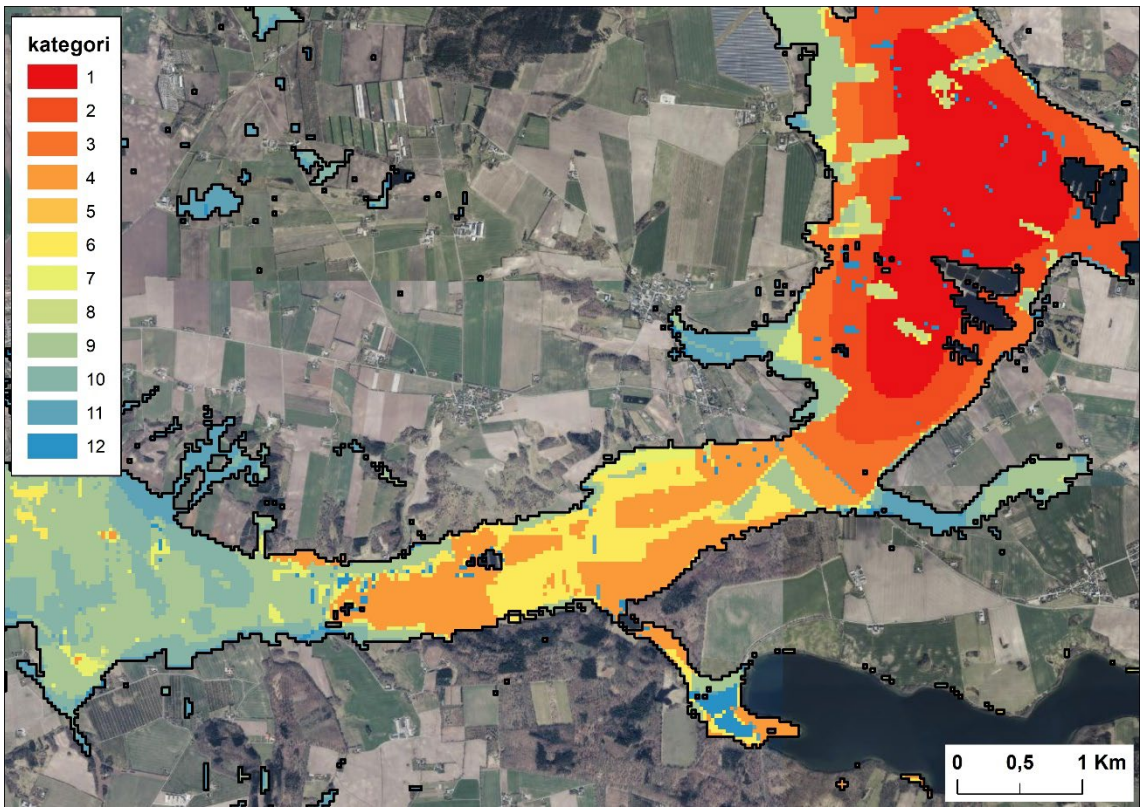
Figur 2.1. Illustration af fordelingen af naturtyper og marker langs Skals Å ved Fussing Sø. Kulstofrige lavbundsjorder er afgrænset med sort linje.



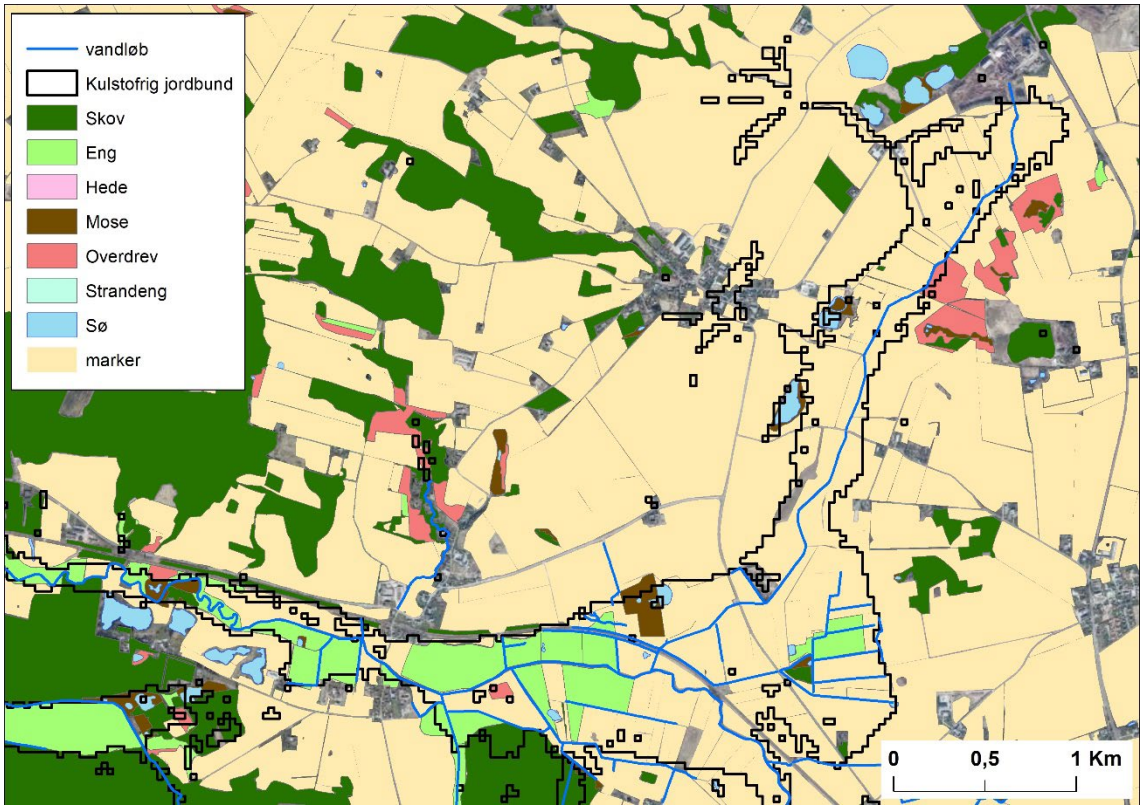
Figur 2.2. Illustration af bioscoren langs Skals Å ved Fussing Sø. En stor del af det eksisterende naturareal på kulstofrig lavbundsjord (sort afgrænsning) har relativt høje bioscoreværdier.



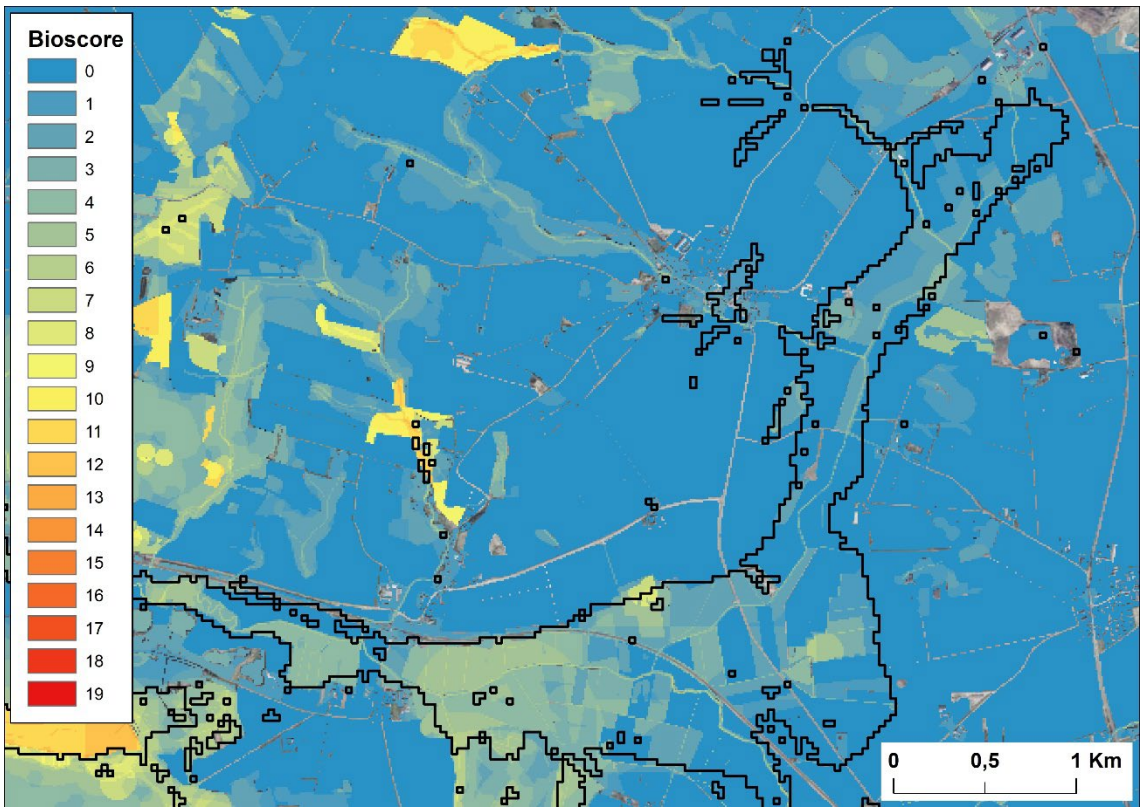
Figur 2.3. Illustration af de enkelte klynger (angivet med forskellige farver) langs Skals Å ved Fussing Sø. Klyngerne opdeles af befæstede veje, der anses som barrierer. Kulstofrig lavbundsjord afgrænset med sort linje.



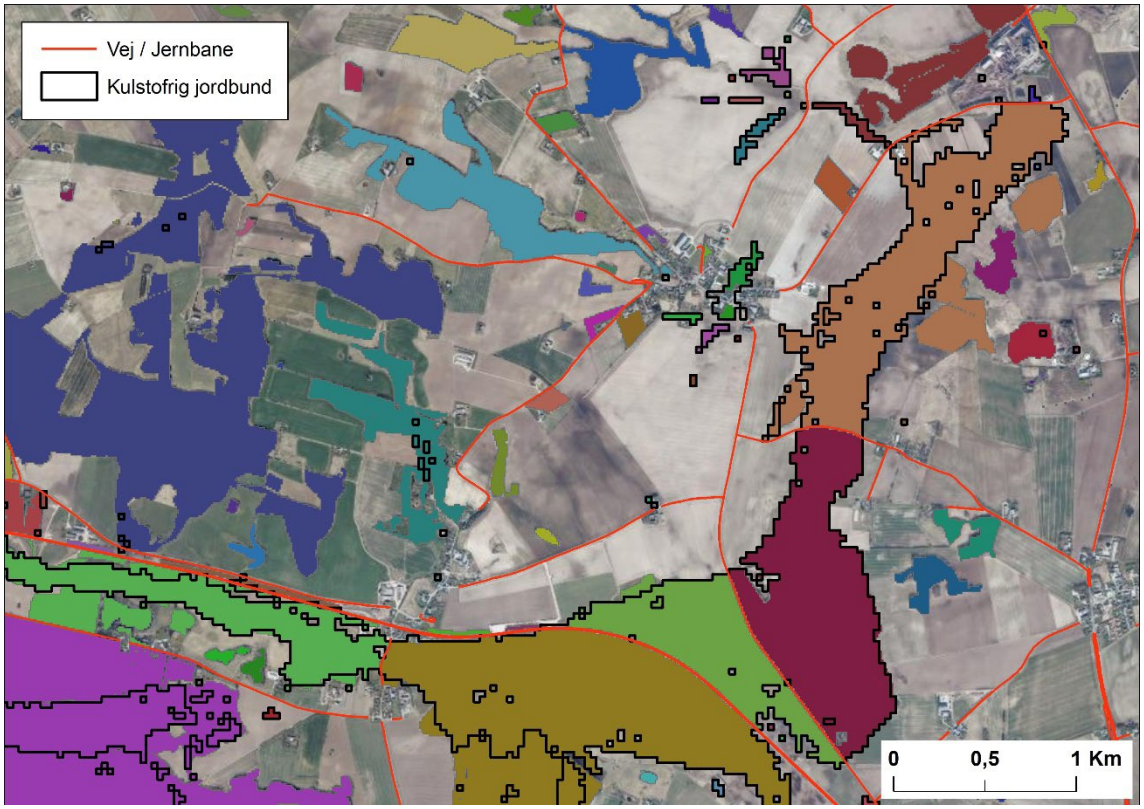
Figur 2.4. Illustration af de 12 udtagningslag, som er grundlaget for rangordningen af de kulstofrige lavbundsjorder (sort) langs Skals Å ved Fussing Sø. Udtagningslag 1 (rød) har højeste biodiversitetspotentiale, udtagningslag 12 har laveste biodiversitetspotentiale (blå).



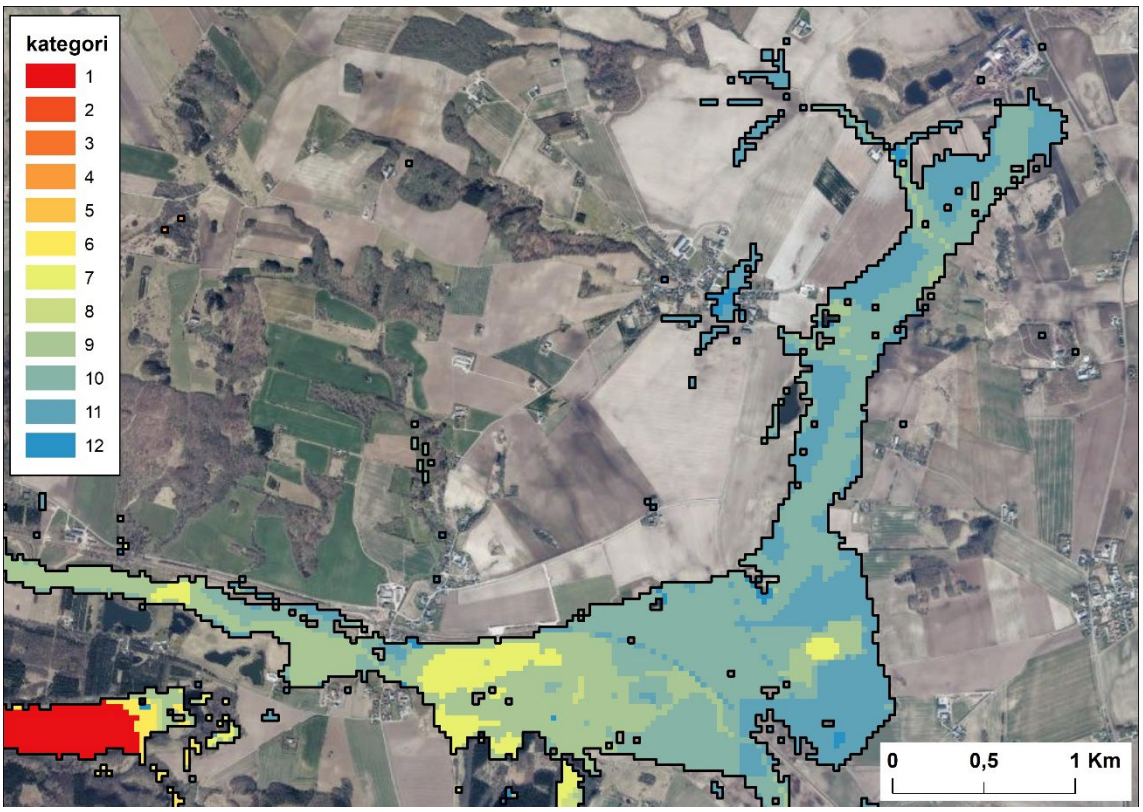
Figur 2.5. Illustration af fordelingen af naturtyper og marker langs ådalen ved Vissing bæk og Lilleå nordvest for Hadsten. Kulstofrige lavbundsjorder er afgrænset med sort linje.



Figur 2.6. Illustration af bioscoren ved Vissing bæk og Lilleå nordvest for Hadsten. De mange marker har generelt lave bioscoreværdier. Kulstofrige jorder med sort afgrænsning.



Figur 2.7. Illustration af de enkelte klynger (angivet med forskellige farver) ved Vissing bæk og Lilleå nordvest for Hadsten. Klyngerne opdeles af befæstede veje og jernbaner, der anses som barrierer. Kulstofrige jorder med sort afgrænsning.



Figur 2.8. Illustration af de 12 kategorier, som er grundlaget for rangordningen af de kulstofrige lavbundsjorder (sort) ved Vissing bæk og Lilleå nordvest for Hadsten. Udtagningslag 1 (rød) har højt biodiversitetspotentiale, udtagningslag 12 (blå) har lavt biodiversitetspotentiale.

3 Anbefalinger til prioritering og forvaltning

3.1 Hvilke områder skal udtages – eksisterende natur eller landbrugsarealer?

Den politiske beslutning om at udtage 100.000 ha kulstofrig lavbundsjord er truffet med et klimahensyn for øje. Udtagningen kræver en prioritering, da der i Danmark findes næsten tre gange så stort et areal med lavbundsjord, som der forventes udtaget. Vi har undersøgt hvordan en sådan udtagning kunne ske hvis man primært ville understøtte potentialet for biodiversitet og natur, og den potentielle synergi mellem klima- og biodiversitetseffekter.

Hvis man udelukkende var interesseret i den maksimale klimaeffekt ved udtag af lavbundsjorder, ville man antageligt få den største effekt ved at udtage dyrkede marker frem for eksisterende natur (fx skove, moser og enge). Der vil dog også være en positiv klimaeffekt ved at genoprette naturlig hydrologi i afvandede naturområder samt udlægge skove på våd bund til urørthed. Tilsvarende vil der foregå en løbende kulstoflagring i vådområder, hvorfra man ikke fjerner biomasse.

Klimaeffekten ved at ophøre med at pløje og dyrke de kulstofrige lavbundsjorder indfinder sig nærmest omgående efter at dyrkningen ophører og vandmætningen er genoprettet. Herefter bremses nedbrydningen af kulstof i jorden og en ny periode med kulstoflagring begynder. Rent praktisk ville en udtagning kun med klima for øje – fx på de lavbundsarealer med højest kulstofindhold – resultere i mindre og fragmenterede arealer til udtag. På grund af ønsket om vådlægning af arealerne og følgeeffekter, der sandsynligvis påvirker de nærliggende områder, er rumlig planlægning og udtag af større sammenhængende områder nærmest en forudsætning for at projektet skal lykkes.

Biodiversitetseffekten ved ophørt dyrkning og lukning af dræn kan i modsætning til klimaeffekten potentielt have lange udsigter. Når tidligere dyrkede landbrugsjorder udlægges til natur er det ofte småt med vilde planter i frøbanken og nærområderne, og næringsstofniveauerne truer med at skabe mange års dominans af store konkurrenceplanter. Selvom man kan forsøge at genoprette en mere naturlig økologisk tilstand og biologisk integritet, er det mest oplagte at tænke biodiversitet ind endnu tidligere i processen – nemlig når man vælger hvilke arealer, der skal udtages. Erfaringerne har vist, at i genopretningsprojekter, hvor biodiversitetsmål ikke er tænkt ind fra starten, ender biodiversitetseffekten med at være meget begrænset i hvert fald når det gælder vegetationen (Baumane m.fl. 2021, Moeslund m.fl. 2022). Erfaringerne med biodiversitetsindvandring på udtagne landbrugsjorder fra Knepp Estate i England (https://knepp.co.uk/) viser dog, at vilde arter også kan genindvandre selv på tidligere intensivt dyrkede marker. Genopretning af naturlig hydrologi på dele af arealerne og introduktion af store planteædere er de eneste aktive tiltag, der er gjort på Knepp Estate. Desuden har ejendommen i udgangspunktet været begavet med spredte gamle løvtræer. Herefter har der været fokus på fri succession, hvor de naturlige processer har haft hovedrollen, hvor der ikke er noget fastsat mål for forvaltningen, og hvor de græssende dyr i kraft af deres forstyrrelser har skabt en bred vifte af forskellige habitater. Hvor der før var intensivt landbrug yngler der nu – 20 år efter udtagningen - arter som dagsommerfuglen iris, nattergal, turteldue, kirkeugle og vandre-

falk. Så selvom urtevegetationen overvejende består af almindelige plantearter, kan de naturlige processer understøtte adskillige andre arter, som bidrager til at øge biodiversiteten.

Der vil være en positiv effekt på især jordbundsfauna og overfladelevende insekter som løbebiller og edderkopper ved ophør af jordbearbejdning (Greve m.fl. 2021). Fra et biodiversitetsperspektiv anbefaler vi alligevel først og fremmest at udtage naturarealer, fordi det er her at en bedre beskyttelse og genopretning vil gavne flest arter. Det kan lyde som unødigt besvær at udtage eksisterende naturarealer af drift, men i nutidens skove, moser og enge foregår der meget ofte skovbrug, landbrug og jagt, som forringer forholdene for biodiversiteten: Man fælder buske og træer, man opretholder afvandingen af arealerne, man slår og brakpudser arealerne, arealerne overgræsses om sommeren mm. Det er i de eksisterende naturområder man i dag finder de fleste truede arter og det største potentialer for at genskabe intakte økosystemer. I naturforvalterkredse er dette kendt som 'brandmandens lov' – man prioriterer de mest værdifulde arealer først – her skovene, engene og moserne, der har den højeste naturværdi (Tabel 2.1). Selvom det er eksisterende natur, der udtages kan arealernes naturværdi øges yderligere hvis naturlig hydrologi og græsning etableres sammen med en øget beskyttelse. I overensstemmelse med dette princip prioriterer vores rangordning til udvælgelsen eksisterende naturarealer i sammenhængende områder højere end nuværende marker eller områder som ligger fragmenteret i landskabet.

Det totale lavbundsareal med moser og enge er 110.451 ha, så de foreslåede 100.000 ha til udtag kunne i princippet udelukkende bestå af eksisterende enge og moser. Men da vi også vægter sammenhæng mellem områder højt, bliver der også peget på nogle dyrkede arealer i vores analyse (Tabel 2.1) og der vil sandsynligvis tillige komme dyrkede arealer med i forslag til udtagninger, som kan binde kvadrater af enge og moser sammen i større områder. Værdien af disse arealer ligger altså ikke så meget i deres eksisterende naturværdi, som i deres rolle som 'bindearealer' for at skabe større sammenhængende naturområder, der især har betydning når arealet skal forvaltes, da naturlige processer kræver plads. På disse landbrugsarealer forventer vi at dyrkningen ophører, og der sker en vådlægning. Men genopretningsindsatsen afhænger af det større område, som de tidligere marker kommer til at ligge i sammenhæng med. Store områder (> 1000 ha) giver plads til at økosystemerne kan være langt mere selvforvaltende dvs. med naturlig hydrologi i et større opland og med naturlig græsning (Fløjgaard m.fl. 2017). Jo mindre områderne er, jo mindre mulighed er der for naturlig forvaltning, når det kommer til græsning og naturlig hydrologi. Arealer under 10 ha kræver detailforvaltning fordi der ikke er fødegrundlag for mere naturlig græsning. På arealer mellem 10 og 100 ha kan det lade sig gøre med helårsgræsning og på arealer mellem 100 og 1000 ha er der plads til større bestande af planteædere og med flere forskellige arter (Fløjgaard m.fl. 2017). Jo større sammenhængen er mellem udtagne arealer, jo større er sandsynligheden for, at der både vil være våde lavbundsarealer og betydelige tørre højbundsarealer, som dyrene kan gå på om vinteren og efter store nedbørshændelser, hvilket er en væsentlig forudsætning for helårsgræsning.

Vi forventer at den endelige prioritering og udtag af lavbundsjorder kommer til at afhænge meget af lodsejernes præferencer, og hvilke arealer, de søger om at udtage. Dermed bliver det med sikkerhed hverken udelukkende dyrkede marker eller eksisterende naturarealer, men en blanding af disse. Man kan bruge vores rangordning til at danne sig et overblik over fordelingen af de udtagne lavbundsjorder.

3.2 Beskyttelsen af de udtagne lavbundsjorder

Hvis udtagningen skal udnytte biodiversitetspotentialerne bedst muligt er det vigtigt at tilskudsordningen til udtag af lavbundsjord konstrueres på en måde så udtagningen bliver permanent og rummer en naturbeskyttelse eller eventuelt en streng beskyttelse, hvor dette giver mening (Ejrnæs m.fl. 2022). Når der laves en tinglyst deklaration, er det vigtigt, at der også her er fokus på biodiversitet – det vil sige at man fx forhindrer fortsat udtagning af biomasse af systemet og forhindrer vandindvinding og afvanding, som kan kompromittere den genoprettede vådbundsnatur. Nedgravede og kanaliserede vandløb bør betragtes som en del af afvandingen af ådalens vådområder. I praksis foreslår vi en deklaration, der tillader græsning og samtidig forhindrer at man tager kulstof ud af systemet – dvs. at man ikke tager slæt, fælder buske og træer, jager, laver intensiv sommergræsning mv. Man kan eventuelt i en overgangsperiode på 5-10 år tillade høslæt med fjernelse af biomasse (uden tilførsel af næringsstoffer) eller rydning af tilgroede rigkær som naturgenopretningstiltag, men det langsigtede mål bør være mere selvforvaltende naturområder (Fløjgaard m.fl. 2017).

Ovenstående anbefalinger kan udover at fremme biodiversiteten medvirke til at de udtagne lavbundsjorder i fremtiden vil kunne regnes med til Danmarks beskyttede naturområder. Hvis nogle af de udtagne lavbundsjorder skal kunne medregnes til naturområder med streng naturbeskyttelse (EU's 10 % strengt beskyttede natur), vil det kræve forbud mod al landbrug, skovbrug og jagt i områderne samt forbud mod indgribende friluftsliv, bebyggelse eller anvendelse til tekniske anlæg (Ejrnæs m.fl. 2022). Det er vigtigt at man i den forbindelse ikke obstruerer muligheden for at genoprette en naturlig eller naturlignende græsningsproces.

3.3 Genopretning og forvaltning

Hvor de retlige bestemmelser på arealerne kan beskytte biodiversiteten mod umiddelbare trusler, vil en genopretningsindsats kunne sikre at der er plads til de naturlige processer. På lavbundsjorder er de tre vigtigste processer naturlig hydrologi, græsning og vegetationsudvikling. Det første sikres ved ophørt vandindvinding og afvanding og genopretning af et naturligt slyngende vandløb, hvor vandløbsbunden hæves til naturligt leje. Det andet sikres mest optimalt ved helårsgræsning uden tilskudsfodring med store planteædere i naturlige tætheder. Dette er kun muligt under hegn, og helårsgræsning er kun muligt hvis der indgår arealer, som ikke vinteroversvømmes. På arealer hvor helårsgræsning ikke er muligt, anbefaler vi så lang en græsningssæson som muligt, og vi anbefaler at man undgår overgræsning, som skader flora og insektfauna. Naturlig vegetationsudvikling sikres ved at tillade fremvækst af træer og buske, som kan blive gamle og danne dødt ved. Naturlig vegetation vil mange steder kunne fremmes ved at nedsætte næringsstofbelastningen, og hvor dette er muligt, fjerne næringsstoffer gennem afskrælning af næringsrig muld (dyrt tiltag, Klimkowska m.fl. 2010) eller høslæt med fjernelse af høet (langsommeligt tiltag). Endvidere kan det være relevant i områder med langt til de nærmeste spredningskilder at assistere genindvandringen af arter knyttet til naturlig eng- og mosevegetation. Arternes spredning kan assisteres ved udsåning af frø, påførsel af artsrigt enghø (Hölzel & Otte 2003, Klimkowska m.fl. 2010) eler mosfragmenter (Mälson & Rydin 2007), tørv, vand eller sediment fra gode naturområder til genopretningsområderne eller ved målrettet flytning af udvalgte arter.

På nogle lavbundsarealer kan naturlig kystdynamik med oversvømmelser ved højvande eller sandflugt også være betydningsfuld for skabelse af naturlige forstyrrelser og varierede levesteder. Det er let at overse den naturlige kystdynamik, men den hører til blandt de vigtige økologiske processer i kystnære økosystemer som klitter, strandenge og floddeltaer (Ejrnæs m.fl. 2021b).

Figur 3.1. Selvforvaltende natur i ådal, hvor der gives plads til de naturlige processer, der primært skaber levestederne og understøtter mangfoldigheden af arter. Helårsgræsning med Galloway. Foto: Henriette Bjerregaard, MST ©

Udtagning, vådlægning og mere selvforvaltende natur vil nogle gange kunne true eksisterende værdier knyttet til sjældne arter eller naturtyper, som kan være beskyttet af Habitatdirektivet eller Fuglebeskyttelsesdirektivet. I disse tilfælde må ma overveje om det er muligt at beskytte de særligt beskyttelseskrævende arter og/eller naturtyper gennem afværgeforanstaltninger. Under alle omstændigheder vil det være nyttigt at etablere en overvågning af deres respons på de forandringer, der sker i området, så man får en bedre forståelse

for effekten af de naturlige processer og evt. kan ændre praksis undervejs. Samgræsning af værdifuld natur med næringsbelastede tidligere dyrkningsarealer kan også rumme udfordringer, hvis fx de græssende dyr helt negligerer naturarealerne, fordi fødekvaliteten er bedre på de tidligere dyrkningsarealer. I sådanne tilfælde må man udvikle lokale hegnsløsninger, som sikrer at der også kan etableres eller fortsætte en græsningsproces i de værdifulde naturarealer.

3.4 Synergier mellem klima og biodiversitet ved udtag af kulstofrige lavbundsjorder

Selvom fokus i denne rapport er de mulige effekter på biodiversitet af forskellige tiltag, og at pege på den bedst mulige prioritering i et biodiversitetsperspektiv, vil udtagning, vådlægning og genopretning stadigvæk have klimaeffekter. Ophørt dyrkning, jordbearbejdning, gødskning og vådlægning har indlysende positive klimaeffekter, men også udtagning af naturområder med biodiversitet som topprioritet, vil have en samtidig klimaeffekt netop fordi en stor del af vores eksisterende naturarealer også har været udsat for fx dræning og udtag af biomasse. Pedersen & Kristensen (2022) har lavet en grundig gennemgang af effekten af naturgenopretning (urørt skov, naturlig tilgroning, naturlig hydrologi og store planteædere) med fokus på tiltag, der mindsker den globale opvarmning og øger økosystemernes evne til at modstå klimaforandringer. Deres konklusion er, at naturgenopretning på en relativt kort tidsskala (årtier) bidrager væsentligt til økosystemernes evne til at modstå klimaforandringer men kun i begrænset omfang til at mindske den globale opvarmning.

Fra et klimaperspektiv er det ikke kun mængden af lagret kulstof, der er vigtigt, men også stabiliteten af kulstofpuljerne (Pedersen & Kristensen 2022). Kulstofpuljernes stabilitet og dermed langtidsholdbarhed er højere i uforstyrrede end forstyrrede økosystemer (Kristensen m.fl. 2022 og referencer heri, Nord-Larsen m.fl. 2019), og da ophørt udtag af biomasse også vil skabe mere naturlige forhold i økosystemet, forventer vi en øget stabiliteten af kulstofpuljen. Klimaeffekterne af ophørt udtag af biomasse fra arealerne har størst effekt, når der er tale om ved i skove med stor lagring af kulstof og langt mindre effekt når det gælder slæt af græsser og urter på åbne arealer (Eggleston m.fl. 2006). Jordens kulstofpulje øges desuden som minimum de første par årtier efter ophørt dyrkning og med efterfølgende tilgroning (Bell m.fl. 2020). Klimaeffekterne af tilgroning er dog komplicerede, fordi det ikke kun er kulstoflagringen i den ophobede biomasse over og under jorden, der påvirker det samlede regnskab, men fordi sideeffekter ved tilgroning fx ændret albedoeffekt og ændret vandbalance ved tilgroning kan modvirke den positive effekt af kulstoflagring i biomasse (Pedersen & Kristensen 2022 og referencer heri).

Genopretning af naturlig hydrologi og standsning af afvandingen vil ændre drivhusgasbalancen – men regnestykket med merudledning af CH_4 og en reduceret CO_2-emission er kompliceret, især når det kommer til at forudsige effekterne af naturlig hydrologi i praksis. I naturgenopretningsprojekter er det svært at sikre den vandstand, der teoretisk set er optimal for drivhusgasbalancen, da vandstanden naturligvis afhænger af topografien i området og effektiviteten af lukning af dræn og grøfter (Zak m.fl. 2015).

Klimaeffekten af naturlig græsning er kompliceret og afhænger blandt andet af den geografiske kontekst, hvilke arter af store planteædere, der er tale om, og vegetationen på arealerne (Malhi m.fl. 2022). Der er dog indikationer på at

naturlig græsning øger stabiliseringen af kulstof i landskabet (Malhi m.fl. 2022, Pedersen & Kristensen 2022). Klimaeffekten af genopretning af naturlig græsning i naturområder vurderes at bidrage positivt, særligt til lagring af kulstof i jord, selvom mere forskning er nødvendig for at belyse alle facetter af klimaeffekten af naturlig græsning, især for danske økosystemer.

Den relativt store næringsstofbelastning på lavbundsjorder, selv på naturarealer, bliver et problem for både biodiversitet, vandmiljø og klima ved vådlægning. Desværre er det eneste virkningsfulde tiltag til at reducere næringsstofbelastningen og samtidig have en positiv klimaeffekt, nemlig tørveskrælning, dyrt. Og selv hvis økonomien tillod brug af tørveskrælning i større omfang, ville der stadig frigives metan, og man ville skulle finde en egnet og effektiv brug af de store mængder af afskrabet materiale.

3.5 Barrierer for udtagning og naturgenopretning

På trods af de forventede overvejende positive klimaeffekter, er der en række forhold, der kan være problematiske i forbindelse med udtag og vådlægning af lavbundsjorder fx kan udtagning af lavbundsjorder blive forhindret af at den enkelte lodsejer skal leve op til harmonikravene om et minimumsareal pr. dyreenhed til udbringning af husdyrgødning. Hvis lodsejeren ejer så mange dyr at dræning og dyrkning af selv kulstofrige lavbundsjorder er nødvendigt for at opnå det krævede minimumsareal kan harmonikravet spænde ben for udtag af lavbundsjorder (Klimarådet 2020). Denne problematik må antages især at gælde marker i omdrift på lavbundsjord, men der er også problematikker, som gør sig gældende på lavbundsjorder med eksisterende natur: Som nævnt kan der være problemer ved vådlægning af lavbundsjorder fordi effekten vil påvirke naboarealer. Vandløbsloven forbyder afbrydelse af dræn uden hensyntagen til naboer, og koordinering og evt. kompensation er derfor en forudsætning for at udtaget kan foretages i praksis (Klimarådet 2020). Endelig er der brug for ændringer af EU's landbrugsstøtte for at forbedre mulighederne for udtag af lavbundsjorder af klimahensyn, da det i dag er en betingelse for landbrugsstøtte, at jorden ikke må være så våd at det forhindrer dyrkning (Klimarådet 2020).

Alt i alt er der ud over biodiversitetshensyn mange klimamæssige, næringsbelastningsmæssige samt økonomiske og rumlige hensyn at tage, som alt andet lige også vil have en betydning for hvordan og hvilke lavbundsjorder, der udtages.

I forhold til biodiversitet ser vi den største barriere i form af manglende lovsikret naturbeskyttelse af de udtagne arealer. Hvis ikke der sikres en effektiv beskyttelse mod eksempelvis intensivt skovbrug, afvanding eller anden intensiv arealudnyttelse, vil de udtagne arealer ikke kunne indgå i det samlede nationale areal med beskyttet eller strengt beskyttet natur og muligheden for en langsigtet beskyttelse af biodiversiteten vil være svækket.

4 Referencer

Andersen, D., Ejrnæs, R., Vinther, E., Svendsen, A., Bruun, H., Buchwald, E. & Vikstrøm, T. 2015. Forvaltning af rigkær. Udgangspunkt i voksesteder af mygblomst. Aarhus Universitet, DCE–Nationalt Center for Miljø og Energi, 52 s. Videnskabelig rapport nr. 150.

Aude E., Heilmann-Clausen, J & Bennet, T.V. 2006. Er urørthed en trussel mod naturen i ellesumpe. HabitatVision, Rapport 06-02-2006.

Audet, J., Baattrup-Pedersen, A., Andersen, H.E., Andersen, P.M., Hoffmann, C.C., Kjaergaard, C. & Kronvang, B. 2015. Environmental controls of plant species richness in riparian wetlands: Implications for restoration. Basic and Applied Ecology 16:480-489.

Bak, J. 2023. Konsekvenserne for biodiversiteten af næringsstofbalancen på udtagne lavbundsjorder. Aarhus Universitet, DCE-Nationalt Center for Miljø og Energi, Videnskabelige rapport under udarbejdelse.

Barfod, A., Bruun, H. H., Clausen, P., Dinesen, L., Egemose, S., Ejrnæs, R., Fløjgaard. C., Heilmann-Clausen, J., Kragh, T., Højgaard, A., Rahbek, C., Raulund-Rasmussen, K., Sølver Schou, J., Svenning. J. C. & Søndergaard, M. 2020. Genopretning af biodiversitet og økosystemer: Ekspertudtalelse. 16 s. Det Danske IPBES-kontor.

Baumane, M., Zak, D.H., Riis, T., Kotowski, W., Hoffmann, C.C. & Baattrup-Pedersen, A. 2021. Danish wetlands remained poor with plant species 17-years after restoration. Science of the Total Environment 798:149146.

Bell, S.M., Barriocanal, C., Terrer, C. & Rosell-Melé, A. 2020. Management opportunities for soil carbon sequestration following agricultural land abandonment. Environmental Science & Policy 108, 104-111.

Bergamini, A., Peintinger, M., Schmid, B. & Urmi, E. 2001. Effects of management and altitude on bryophyte species diversity and composition in montane calcareous fens. Flora, 196, 180– 193.

Bonavent, C., Olsen, K., Ejrnæs, R., Fløjgaard, C., Hansen, M.D.D, Normand, S., Svenning, J.-C. & Bruun, H.H. 2023. Grazing by semi-feral cattle and horses supports plant species richness and uniqueness in grasslands. Applied Vegetation Science **n/a**:e12718.Broughton, R. K., Bullock, J.M., George, C., Gerard, F., Maziarz, M., Payne, W.E., Scholefield, P.A., Wade, D. & Pywell, R.F. 2022. Slow development of woodland vegetation and bird communities during 33 years of passive rewilding in open farmland. Plos One **17**:e0277545.

Brunbjerg, A. K., J. C. Svenning, and R. Ejrnæs. 2014. Experimental evidence for disturbance as key to the conservation of dune grassland. Biological conservation **174**:101-110.

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., G. P. Jørgensen, K. M. Nielsen, M. L. Pedersen, J.-C. Svenning, and R. Ejrnæs. 2015. Disturbance in dry coastal dunes in Denmark promotes diversity of plants and arthropods. Biological conservation **182**:243-253.

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

Brunbjerg, A. K., Fløjgaard, C., Frøslev, T.G., Andersen, D.K., Bruun, H.H., Dalby, L., Goldberg, I., Lehmann, L.J., Moeslund, J.E. & Ejrnæs, R. 2022. Scrub encroachment promotes biodiversity in temperate European wetlands under eutrophic conditions. Ecology and Evolution **12**:e9445.

Bruun, H. H., Brunbjerg, A.K., Dalby, L., Fløjgaard, C., Frøslev, T.G., Haarder, S., Heilmann-Clausen, J., Høye, T.T., Læssøe, T. & Ejrnæs, R. 2022. Simple attributes predict the value of plants as hosts to fungal and arthropod communities. Oikos **2022**:e08823.

Bruun, H.H. & Sand-Jensen, K. 2022. Biologer: Sådan sikrer vi biodiversiteten ved vådlægning af lavbundsjorde. Altinget Miljø

Collas, L., Crastes dit Sourd, R., Finch, T., Green, R., Hanley, N., & Balmford, A. 2023. The costs of delivering environmental outcomes with land sharing and land sparing. People and Nature, **5**: 228-240.

Dantas de Miranda, M., Pereira, H.M., Corley, M.F.V. & Merckx, T. 2019. Beta diversity patterns reveal positive effects of farmland abandonment on moth communities. Scientific Reports **9**:1549.

Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T. & Tanabe, K. 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Volume - IV Agriculture, Forestry and other land-use. Kap. 1. Institute of Global Environmental Strategies (IGES), Hayama, Japan.

Ejrnæs, R., Bladt, J. & Fløjgaard, C. 2022. Potentialet for at reservere 30 % af landarealet til natur i Danmark. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 42 s. - Videnskabelig rapport nr. 507. http://dce2.au.dk/pub/SR507.pdf.

Ejrnæs, R. & Bruun, H.H. 2022. Fagligt grundlag for naturløfter for Friland oksekød. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 17 s. – Fagligt notat nr. 2022|12 https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2022/N2022_12.pdf

Ejrnæs, R., Nygaard, B., Kjær, C., Baattrup-Pedersen, A., Brunbjerg, A.K., Clausen, K., Fløjgaard, C., Hansen, J.L.S., Hansen, M.D.D., Holm, T.E., Johnsen, T.J., Johansson, L.S., Moeslund, J.E., Sterup. J., Hansen, R.R., Strandberg, B., Søndergaard, M. & Wiberg-Larsen, P. 2021a. Danmarks biodiversitet 2020 – Tilstand og udvikling. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 270 s. - Videnskabelig rapport nr. 465. http://dce2.au.dk/pub/SR465.pdf.

Ejrnæs, R., Bladt, J., Dalby, L., Pedersen, P.B.M., Fløjgaard, C., Levin, G., Baaner, L., Brunbjerg, A.K., Mellerup, K., Angelidis, I. & Nygaard, B. 2021b. Udvikling af en dansk naturindikator (DNI). Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 60 s. - Videnskabelig rapport nr. 460. http://dce2.au.dk/pub/SR460.pdf

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

Ejrnæs, R., Wiberg-Larsen, P., Holm, T.E., Josefson, A., 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. 152 sider – Faglig rapport fra DMU nr. 815. https://www2.dmu.dk/Pub/FR815.pdf

EU-kommissionen. 2017. Explanatory Notes and Guidelines for the period 2013-2018, final version – May 2017.

EU-kommissionen. 2020. Report on the status and trends in 2013 - 2018 of species and habitat types protected by the Birds and Habitats Directives.

Fino, E., Blasi, E., Perugini, L., Pellis, G., Valentini, R. & Chiti, T. 2020. Is Soil Contributing to Climate Change Mitigation during Woody Encroachment? A Case Study on the Italian Alps. Forests 11:887.

Fløjgaard, C., Bladt, J. & Ejrnæs, R. 2017. Naturpleje og arealstørrelser med særligt fokus på Natura 2000 områderne. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 58 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 228. http://dce2.au.dk/pub/SR228.pdf

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.

Fløjgaard, C., Brunbjerg, A.K., Andersen, D.K., Dalby, L., Lehmann, L.J., Bruun, H.H. & Ejrnæs, R. 2022. Nibble, cut, stomp and burn: Biodiversity effects of disturbances in fen grassland. Applied Vegetation Science **25**:e12666.

Greve, M. H., Greve, M.B., Peng, Y., Pedersen, B.F., Møller, A.B., Lærke, P.E., Elsgaard, L., Børgesen, C.D., Bak, J.L. & Axelsen, J.A. 2021. Vidensyntese om kulstofrig lavbundsjord: Rådgivningsrapport fra DCA–National Center for Fødevarer og Jordbrug.

Hodder, K.H. & Bullock, J.M. 2005. Naturalistic grazing and conservation *in* Hodder, K.H., Bullock, J.M., Buckland, P.C. & Kirby, K.J. 2005. English Nature Research Reports Number 648: Large herbivores in the wildwood and modern naturalistic grazing systems

Hölzel, N. & Otte, A. 2003. Restoration of a species-rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. Applied Vegetation Science **6,** 131-140.0

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

Johannsen, V. K., Nord-Larsen, T., Vesterdal, L., & Bentsen, N. S. 2019. Kulstofbinding ved skovrejsning: Sagsnotat, 26 s.

Klimarådet 2020. Kulstofrige lavbundsjorder. Forslag til ny model for effektiv regulering og vådlægning.
https://klimaraadet.dk/sites/default/files/imorted-file/kulstofrige_lavbundsjorder_-_analyse_af_klimaraadet.pdf

Klimkowska A, Kotowski W, Van Diggelen R, Grootjans AP, Dzierża P, Brzezińska K. 2010. Vegetation re-development after fen meadow restoration by topsoil removal and hay transfer. Restoration Ecology 18: 924-33.

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.

Kotowski, W., Thörig, W., van Diggelen, R., & Wassen, M. J. 2006. Competition as a factor structuring species zonation in riparian fens - a transplantation experiment. Applied Vegetation Science, 234-240.

Kotowski, W., Jablonska, E., & Bartoszuk, H. 2013. Conservation management in fens: Do large tracked mowers impact functional plant diversity? Biological Conservation, 292-297.

Kreyling, J., Tanneberger, Jansen, F., van der Linden, S., Aggenbach, C., Blüml, V., Couwenberg, J., Emsens, W.J., Joosten, H., Klimkowska, A., Kotowski, W., Kozub, L., Lennartz, B., Liczner, Y., Liu, H., Michaelis, D., Oehmke, C., Parakenings, K., Pleyl, E., Poyda, A., Raabe, S., Röhl, M., Rücker, K., Schneider, A., Schrautzer, J., Schröder, C., Schug, F., Seeber, E., Thiel, F., Thiele, S., Tiemeyer, B., Timmermann, T., Urich, T., van Diggelen, R., Vegelin, K., Verbruggen, E., Wilmking, M., Wrage-Mönnig, N., Wołejko, L., Zak, D. & Jurasinski. G. 2021. Rewetting does not return drained fen peatlands to their old selves. Nature communications **12**:5693.

Kristensen, J. A., Svenning, J.-C., Georgiou, K. & Malhi, Y. 2022. Can large herbivores enhance ecosystem carbon persistence? Trends in Ecology & Evolution 37, 117-128.

Larsen, S.N., Nielsen, B.O., Toft, S. & Læssøe, T. 2007. Moserne og de ferske enge. Naturen i Danmark. Det åbne land. P. Vestergård and H. Adsersen, Gyldendal: 119-166.

Lázaro, A., Tsheulin, T., Devalez, J., Nakas, G. & Petanidou, T. 2016. Effects of grazing intensity on pollinator abundance and diversity, and on pollination services. Ecological Entomology, 41, 400– 412.

Leuschner, C., Feldmann, E., Pichler, V., Glatthorn, J. & Hertel, D. 2022. Forest management impact on soil organic carbon: A paired-plot study in primeval and managed European beech forests. Forest Ecology and Management 512, 120163.

Lippke, B., Oneil, E., Harrison, R., Skog, K., Gustavsson, L. & Sathre, R. 2011. Life cycle impacts of forest management and wood utilization on carbon mitigation: knowns and unknowns. Carbon Management 2, 303-333.

Malhi, Y., Lander, T., Roux, E. le, Stevens, N., Macias-Fauria, M., Wedding, L. Girardin, C., Kristensen, J.Å., Sandom, C.J., Evans, T.D., Svenning, J.-C. & Canney, S. 2022. The role of large wild animals in climate change mitigation and adaptation. Current Biology 32, R181-R196.

Mayer, M., Prescott, C.E., Abaker, W.E.A., Augusto, L., Cécillon, L., Ferreira, G.W., James, J., Jandl, R., Katzensteiner, K., Laclau, J.-P., Laganière, J., Nouvellon, Y., Paré, D., Stanturf, J.A., Vanguelova, E.I. & Vesterdal, L. 2020. Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. Forest Ecology and Management 466, 118127.

Middleton, B. 2016. Cattle grazing in Wetlands. In: Finlayson, C.M., Everard, M., Irvine, K., McInnes, R.J., Middleton, B.A., van Dam, A.A. & Davidson, N.C. (Eds.) The Wetland book: I: Structure and function, management and methods. Netherlands, Dordrecht: Springer, pp. 1– 6.

Middleton, B.A., Holsten, B. & van Diggelen, R. 2006. Biodiversity management of fens and fen meadows by grazing, cutting and burning. Applied Vegetation Science, 9, 307– 316.

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.

Moeslund, J. E., Andersen, D.K., Brunbjerg, A.K., Bruun, H.H., Fløjgaard, C., McQueen, S.N., Nygaard, B. & Ejrnæs, R. 2022. High nutrient loads hinder successful restoration of natural habitats in freshwater wetlands. Restoration Ecology e13796.

Mälson, K. & Rydin, H. 2007. The regeneration capabilities of bryophytes for rich fen restoration. Biological Conservation 135, 435-442

Nilsson, B., Ejrnæs., R., Andersen. D. K., Kazmierczak, J., Troldborg, L. & Thorling, L. 2019. Vurdering af grundvandsforekomsters påvirkning af grundvandsafhængige terrestriske økosystemer i natura 2000 områder. 135 s. GEUS, Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse. Rapport 2019/35.

Nord-Larsen, T., Vesterdal, L., Bentsen, N.S. & Larsen, J.B. 2019. Ecosystem carbon stocks and their temporal resilience in a semi-natural beech-dominated forest. Forest Ecology and Management 447, 67-76.

Pedersen, P.B.M. & Kristensen, J.A. 2022. Sammenspil mellem naturgenopretning og klimaafbødning og –tilpasning. Institut for biologi, Aarhus Universitet.

Phalan, B., Onial, M., Balmford, A., & Green, R.E. 2011. Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. Science, **333**: 1289-1291.

Sand-Jensen, K. 2021. Nye søer forbedrer natur og miljø. Aktuel Naturvidenskab 4, 20-25.

Sand-Jensen, K., Baumane, M., Båstrup-Spohr, L. & Bruun, H.H. 2021. Hvilken natur kan vi få på våde lavbundsjorde? Aktuel Naturvidenskab 6, 28-33.

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**:898.

Tadey, M. 2015. Indirect effects of grazing intensity on pollinators and floral visitation. Ecological Entomology, 40, 451– 460.

Van Dam, I., Mol, D., De Vos, J. & Reumer, J. 1997. De eerste vondst van de Europese waterbuffel, Bubalus murrensis (Berckhemer, 1927), in Nederland. Cranium 14: 49–54

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).

Walker, K.J., Stevens, P.A., Stevens, D.P., Mountford, J.O., Manchester, S.J. & Pywell, R.F. 2004. The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. Biological conservation **119**:1-18.

Warming, E. 1919. Dansk plantevækst. 3. Skovene. Gyldendal, København

Wassen, M.J., Venterink, H.O., Lapshina, E.D. & Tanneberger. F. 2005. Endangered plants persist under phosphorus limitation. Nature **437**:547-550.

Zak, D., Reuter, H., Augustin, J., Shatwell, T., Barth, M., Gelbrecht, J. & McInnes, R.J. 2015. Changes of the CO_2 and CH_4 production potential of rewetted fens in the perspective of temporal vegetation shifts. Biogeosciences 12, 2455-2468.

Zak, D., Meyer, N., Cabezas, A., Gelbrecht, J., Mauersberger, R., Tiemeyer, B., Wagner, C. & McInnes, R. 2017a. Topsoil removal to minimize internal eutrophication in rewetted peatlands and to protect downstream systems against phosphorus pollution: A case study from NE Germany. Ecological Engineering 103, 488-496.

Zak, D., Goldhammer, T., Cabezas, A., Gelbrecht, J., Gurke, R., Wagner, C., Reuter, H., Augustin, J., Klimkowska, A. & McInnes, R. 2017b. Top soil removal reduces water pollution from phosphorus and dissolved organic matter and lowers methane emissions from rewetted peatlands. Journal of applied ecology 55, 311-320.

Zhou, G., Liu, S., Li, Z., Zhang, D., Tang, X., Zhou, C., Yan, J. & Mo, J. 2006. Old-growth forests can accumulate carbon in soils. Science 314, 1417-1417.

PRIORITERING AF BIODIVERSITET VED UDTAGNING OG GENOPRETNING AF KULSTOFRIGE LAVBUNDSJORDER

Denne rapport beskriver hvordan man kan fremme biodiversitet ved udtagning af 100.000 ha lavbundsjord ved at maksimere potentialet for biodiversitet og natur i de udtagne områder og herved opnå en synergi mellem klima- og biodiversitetseffekter. Vi foreslår en udvælgelse af de 100.000 ha til udtag, som er baseret på områdernes nuværende og potentielle værdi for biodiversiteten samt den rumlige sammenhæng med naturen i det omkringliggende landskab. Vi rangerer og prioriterer de kulstofrige lavbundsjorder i forhold til deres biodiversitetspotentiale ved at tage afsæt i empirisk data med detaljeret information om den geografiske fordeling af biodiversitet i Danmark. Arealerne i de udtagningslag med højest biodiversitetspotentiale er hovedsageligt enge og moser, mens langt de fleste marker og markblokke findes i de udtagningslag med ringest potentiale. I praksis er det kun 60 % af det ansøgte areal til udtag, der skal være kulstofrig lavbundsjord, og hermed kan der være behov for et øget fokus på at vælge arealer fra de udtagningslag med bedst potentiale. Vi præsenterer fire tiltag, som kan benyttes efter udtagning af lavbundsjorder: reetablering af naturlige processer (naturlig hydrologi, naturlig græsning, naturlig tilgroning) samt tiltag for at genoprette naturligt lave næringsniveauer. Disse fire tiltag er oplagte genopretningsmål for at sikre en realisering af biodiversitetspotentialet efter udtagning af lavbundsjorder. Endelig diskuteres beskyttelsen og forvaltningen af de udtagne lavbundsjorder samt barriererne for udtagning og naturgenopretning.

ISBN: 978-87-7156-762-5
ISSN: 2244-9981