

DREJEBOG TIL **GENOPRETNING OG FORVALTNING AF NATUR PÅ TIDLIGERE LANDBRUGSAREALER**



SEGES
INNOVATION

DREJEBOG TIL GENOPRETNING OG FORVALTNING AF NATUR PÅ TIDLIGERE LANDBRUGSAREALER

Udgivet af

SEGES Innovation P/S
Agro Food Park 15, Skejby
DK 8200 Aarhus N

Forfattere

Emil Skole Læsøe, SEGES Innovation
Rikke Rørby Graversen, SEGES Innovation

Fotografer

Emil Skole Læsøe, SEGES Innovation
Carsten Horup, Vordingborg kommune
Heidi Buur Holbeck

Kontakt

Emil Skole Læsøe, SEGES Innovation
M +45 2026 4003

December 2023

Denne publikation må kopieres efter aftale med SEGES.

Projektnr.: 8172 Landmanden som naturforvalter

Finansieret af:

STØTTET AF

Promilleafgiftsfonden for landbrug



15. Juni Fonden

Indholdsfortegnelse

1	INTRODUKTION	2
1.1	FORMÅL MED DREJEBOGEN	2
1.2	NATUREN I DANMARK	2
2	POTENTIALE OG PRIORITERING AF NATURAREALER.....	4
3	GENOPRETNING AF NATURLIGE PROCESSER.....	5
3.1	GENOPRETNING AF NATURLIG HYDROLOGI	6
3.2	GENOPRETNING AF NATURLIG NÆRINGSSTATUS	15
3.3	GENOPRETNING AF NATURLIG VEGETATION.....	20
4	FORVALTNING	23
4.1	NATURLIG GRÆSNING.....	24
4.2	FORVALTNINGSSTRATEGIER	27
4.3	TILGRONING AF NÆRINGSRIGE LAVBUNDSAREALER	30
4.4	FORVALTNING AF HYDROLOGI OG VANDLØB	32
5	EKSEMPLER PÅ FORVALTNING AF NATURAREALER	33
5.1	EU-LIFE CLIMA-BOMBINA, KNUDSHOVED ODDE.....	34
5.2	NY NATUR PÅ MINDRE AREALER.....	38
6	LITTERATURLISTE	41

1 INTRODUKTION

1.1 Formål med drejebogen

Foranstående rapport er tiltænkt som en drejebog målrettet mod landmænd, rådgivere og konsulenter, der ønsker at arbejde med genopretning og forvaltning af natur på tidligere dyrkede landbrugsarealer.

Formålet med drejebogen er at give læseren en grundig forståelse for genopretningsprocessen og de forskellige trin, der skal tages for at opnå en succesfuld genopretning af natur på tidligere landbrugsjorder. Hertil berører drejebogen de indledende overvejelser, prioritering af indsatser, kortlægning af tilstand, driftshistorie, samt genopretning af naturlige processer og den opfølgende forvaltning. Drejebogen er dermed tiltænkt som et nyttigt værktøj for alle, der ønsker at genoprette og forvalte natur på tidligere landbrugsjord.

1.2 Naturen i Danmark

Det danske landskab har gennemgået store forandringer over de seneste århundreder. Med industrialiseringen, som det seneste store revolutionære paradigmeskifte, er landskabet i Danmark overgået til et intensivt landbrugslandskab, hvor dyrkede marker til fødevareproduktionen er det mest udbredte landskabselement. Derved er der blevet et menneskeskabt landskab med en tydelig opdeling mellem landbrug, by, skov og mindre lysåbne naturområder. Et landskab som er meget forskelligt fra det landskab, som de vilde plante-, svampe- og dyrearter har tilpasset sig igennem millioner af år (Lohrum et al., 2021).

Den store ressourceudnyttelse af landskabet har betydet, at naturen stort set kun har fået plads, hvor arealer ikke har kunnet udnyttes til andre formål end græsning eller høslæt til vores husdyr. Naturarealerne findes derfor hovedsageligt langs kysten, i ådalene, på skrånninger eller på meget næringsfattige sandede arealer. I dag er ca. 10 % af Danmarks arealer beskyttede naturarealer, som f.eks. enge, overdrev, moser, strandenge, heder og søer, som ligger ujævnt og fragmenteret fordelt rundt om i landet. I de næringsfattige egne i Nord- og Vestjylland findes stadig forholdsvis store sammenhængende arealer, mens naturarealerne i det Østlige Danmark ofte er mindre og ligger mere spredte i landskabet (Levin, 2016).



Figur 1. Et §-3 beskyttet vandhul isoleret i midten af en konventionel kornmark Foto: Emil Skole Læsøe, SEGES Innovation.

Skovene i Danmark er et vigtigt levested for en stor del af vores arter. Særligt vigtig er overgangen mellem skov og det åbne landskab, hvor mange af skovens arter i høj grad er tilknyttet (Erdos et al., 2013; Erdős et al., 2019). Selvom skoven dækker 14,7 % af Danmarks arealer (Nord-Larsen et al., 2021), er langt størstedelen af de danske skove produktions-skove, som kun i begrænset omfang understøtter levesteder for de danske skov-arter. Urørte skove uden skovdrift udgør kun få procent af det samlede skovareal (Ejrnæs, Nygaard, et al., 2021).

På trods af, at man igennem en længere årrække har forsøgt lov- og forvaltningsmæssigt at beskytte de tilbageværende naturarealer, er det ikke lykkedes at standse tabet af biodiversitet. Tværtimod konkluderes det, at biodiversiteten er i stadig tilbagegang (Ejrnæs et al., 2021). Det har store konsekvenser, at arternes levesteder er fortrængt til mindre områder, som ligger spredt i landskabet. Jo mere fragmenterede vores økosystemer er, jo større trussel er der mod biodiversiteten. Derudover gælder det, at jo mindre naturområderne er, desto højere er randeffekten fra det omgivende landskab. Små arealer er dermed mindre modstandsdygtige overfor tilfældige hændelser, der kan føre til arters forsvinden. På grund af, at naturområderne ligger isoleret fra hinanden i landskabet, sker der en begrænset genindvandring af arter, hvilket gør naturområderne endnu mere følsomme overfor forandringer som f.eks. ophør af græsning og tilførsel af næringsstoffer

eller anden form for degradering af naturområderne. Ofte går der mange år efter et område er blevet indskrænket i størrelse, hvor man fortsat vil opleve, at arter forsvinder alene på grund af størrelsen af naturarealet (Haddad et al., 2015).

Det er dog ikke alene størrelsen på et areal, der har betydning for, hvor mange arter, der er plads til. Kvaliteten af naturområderne har også stor betydning. Det hjælper ikke at have plads, hvis arternes krav til levestederne ikke er opfyldt. Ensartede næringsrige arealer vil ofte være domineret af få konkurrencestærke arter, mens næringsfattige arealer med stor variation i de forskellige landskabselementer vil kunne fungere som levested for langt flere arter.

For at kunne genoprette robuste naturområder, som potentielt vil kunne understøtte en høj biodiversitet, er det nødvendigt at sammenkoble eksisterende arealer, således at man får større og mere varierede naturområder (Biodiversitetsrådet, 2022). Da de danske naturområder er så fåtallige og fragmenterede fra hinanden, giver det god mening at etablere nye naturarealer.

I den forbindelse bliver en væsentlig andel af Danmarks nuværende areal anvendt som landbrugsjord, hvor nogle dyrkningsjorde egner sig i mindre grad til dyrkning end andre. Det giver derfor god mening at se på, hvilke tidligere landbrugsjorde, som skal prioriteres og som har potentiale til at blive lavet om til ny natur. Kriterierne for udtagning af landbrugsjord kan være enten fordi jorden er mindre egnet til landbrug, eller fordi jorden ligger i tilknytning til eksisterende værdifulde naturområder. Det er med andre ord ikke ligegyldigt, hvilke arealer der tages ud af drift, da der er store forskelle på, hvilke landbrugsarealer der kan bidrage mest til en positiv naturudvikling (Nygaard et al., 2018).

2 POTENTIALE OG PRIORITERING AF NATURAREALER

Når arealer, f.eks. tidligere landbrugsarealer, skal udpeges og restaureres med et biodiversitetsperspektiv, er det mest omkostningseffektivt at prioritere arealer med allerede eksisterende naturværdi efterfulgt af arealer med størst potentiale. Miljøstyrelsen har samlet en række kortlag, som er relevante for prioritering i Miljøgis-profilen [Biodiversitet-skortet](#). Her finder man bl.a. teamet bioscore, som er en nationalkortlægning, der viser hvor vigtige de enkelte arealer er for biodiversiteten. Bioscoren er baseret på kendte forekomster af rødlistede arter, samt en række proxyer der fungerer som indikatorer for forekomsten af rødlistede arter. Kortet blev første gang udarbejdet i 2014 (Ejrnæs et al., 2014) og er senest opdateret i 2021 (Ejrnæs, Bladt, et al., 2021).

Naturpotentialet på et givet areal afhænger af flere faktorer. Dels arealets eget potentiale til at blive et værdifuldt levested og dels arealets beliggenhed i landskabet i forhold til at

kunne beskytte, udvide og sammenbinde andre værdifulde levesteder. Områder med et stort potentiale for genopretning af den økologiske integritet og dermed langsigtet bevarelse af biodiversitet, er områder med næringsfattig jordbund, kort dyrkningshistorik, høj naturtæthed i omgivelserne, nærliggende naturområder af god kvalitet og mulighed for at reetablere kontakten til næringsfattigt grundvand eller overfladevand (Ejrnæs et al., 2014).

Kigger man på tidligere landsbrugsjorde er naturpotentialet størst på de marginale dyrkningsjorder som f.eks. sandjorder, tunge lerjorder og vandlidende tørvejorder, hvor dyrkningshistorien har været kort og ekstensiv. På de fleste intensivt dyrkede marker, hvor jordbunden er afvandet, jordbehandlet, og hvor der er blevet tilført gødning og pesticider gennem årtier, vil det være vanskeligt at genoprette en god naturtilstand (Nygaard et al., 2018).

I processen med udpegning af relevante naturarealer til genopretning og bevarelse er det relevant at undersøge forskellige faktorer som f.eks. pH, næringsstatus, hydrologi, samt hvilke naturlige processer og drift der er/har været på arealerne (Ejrnæs, Andersen, et al., 2010; Ejrnæs et al., 2014). I projekter, hvor der er behov for omfattende indsatser, vil det være hensigtsmæssigt at skabe et dybdegående overblik over tilstanden, samt hvilke forhold der resulterer i, at tilstanden er dårlig. Dette kan f.eks. være opgørelse og måling af mængden af næringsstoffer, som bliver tilført til området, samt hvilke hydrologiske processer der optræder i projektområdet. Ved mindre omfattende indsatser kan kortlægning af driftshistorik og feltbesigtigelser af vegetationen være tilstrækkelig (Ejrnæs, Bladt, et al., 2021).

Det kan være relevant at inddrage gamle arealkort, som kan give et indblik i et pågældende områdes anvendelseshistorik. Historiske kort kan også afsløre tidligere placering af vandløb og vådområder, som nu er blevet ændret eller afvandet.

3 GENOPRETNING AF NATURLIGE PROCESSER

De naturlige processer har ligget til grund for millioner af års evolution og har skabt grundlaget for de økosystemer og den biodiversitet, vi har i dag. Naturlige processer betragtes derfor som det grundlæggende fundament for, at varierende økosystemer kan eksistere, udvikle sig og opstå naturligt. De kommende underafsnit vil derfor behandle, hvordan og hvilke naturlige processer, der vil være relevante at genoprette på både tørre og våde tidligere landbrugsarealer.

3.1 Genopretning af naturlig hydrologi

Genskabelse af naturlig hydrologi betyder grundlæggende, at man sikrer vandets frie bevægelighed igennem landskabet. I Danmark er genopretning af naturlig hydrologi relevant i alle naturrelaterede genopretningsprojekter ubetinget af, om det er højjord, lavbundsjord eller kystnære arealer. I et intensiveret landskab med mange holdninger til arealanvendelsen kan arbejdet med naturlig hydrologi dog gå hen og blive en indviklet affære. Det er ikke desto mindre et meget vigtigt emne, da de våde habitattypers eksistens grundlæggende afhænger af korrekt samspil mellem type af vandtilførsel, geologi, næringsforhold og forvaltning.

3.1.1 Genopretning af naturlig hydrologi på højjord

Betragter man samtidens landskab vil man se, at mange arealer på højjord har mindre lavninger og fordybninger, hvor der naturligt vil samle sig vand i perioder. Dette ses typisk i vintermånederne, hvor nedbørsmængden er væsentligt højere end fordampningen (Sand-Jensen & Lindegaard, 2014). I Danmark er mange af disse arealer anvendt til landbrug, hvorfor man har grøftet eller drænet jorden for at undgå, at vandet samler sig i våde pletter på markerne.

Bestræber man at genskabe de naturlige processer på disse højjordsarealer, så man med tiden kan få genskabt habitattyper svarende til dem, man kender på overdrev og hejder osv., skal man bl.a. gå efter at få genskabt den naturlige hydrologi. Det gør man ved at afbryde de dræn og grøfter, som fjerner vandet fra lavningerne, således vandet igen kan samle sig og skabe fugtige plamager og temporære vandhuller.

De temporære vandhuller har tidligere været almindelige i landskabet og kan ofte ses om vinteren på både indlandsheder, strandenge og klitlavninger. Arterne, som lever i og omkring temporære vandhuller, adskiller sig typisk fra de kontinuerligt våde vandhuller ved at kunne tåle længere perioder med udtørring. Der er i de temporære vandhuller således en række flyvende eller amfibiske arter, som afhænger af vandets dynamik. Dette kan f.eks. være padder, guldsmede eller plantearter af siv (Bilton et al., 2009). Kvaliteten af de temporære vandhuller vil ligesom i mange andre tilfælde afhænge af, hvor godt man lykkes med at fjerne næringsstoffer fra det pågældende område.

3.1.2 Genopretning af hydrologi på lavbundsjord

På lavbundsjordene er store dele af de oprindelige våde og fugtige naturtyper som f.eks. moser, rigkær, kildevæld, højmoser, enge og klitlavninger ligeledes blevet afvandet i form af opfyld, grøftning, dræning og regulering af vandløb. Det har i højere grad gjort det muligt at anvende områderne til dyrkning af afgrøder, skovdyrkning, husdyrgræsning og bebyggelse. Det har samtidig betydet, at mange naturarealer er blevet indskrænket, har mistet den naturlige hydrologi og fået en unaturlig næringsstofbalance.

I den forbindelse er udtørring som følge af afvanding/dræning en af de vigtigste negative påvirkninger for våde naturtypers tilstand. Dette skyldes bl.a., at sænkningen af grundvandsspejlet medfører iltning af jorden og øger derved omsætningen af jordens organiske indhold, hvilket fører til frigivelse af næringsstoffer (Zak et al., 2017a).

På kalkrige våde arealer kan sænkning af vandstanden også medføre en forsurening, som resultat af, at balancen mellem kalkrigt grundvand og regnvand forskydes. Endelig har de ændrede hydrologiske forhold også en negativ påvirkning på artsgrupper, som lever i fugtige og våde områder. En gunstig tilstand for våde naturtyper som f.eks. rigkær forudsætter, at de naturlige hydrologiske processer får lov at råde. Desværre er frisættelse af de hydrologiske processer ikke uproblematisk.



Figur 2. Naturlig hydrologi på Læsøs sydlige strandenge. Foto: Emil Skole Læsøe, SEGES Innovation.

Dette ses bl.a., når tidligere kanaliserede vandløb og dyrkede arealer i ådale skal genoprettes og restaureres. Genopretning og restaurering af lavbundsarealer sker ofte i form af mindre partier, som hydrologisk hænger sammen med et større hydrologisk opland, hvor den primære arealanvendelse er landbrug. Dette resulterer i, at vandet, som bevæger sig i de umættede- og vandmættede jordlag, har koncentrationer af kvælstof, som ligger højere end baggrundsbelastningen og højere end tålegrænsen for de fugtige naturtyper. Det kan derfor være en udfordring at forhindre det næringsrige vand fra at strømme ind i de

følsomme fugtige naturtyper og ændre plantesamfundene ved tilførsel af næring. Et dansk studie har vist, at der som hovedregel ikke udvikler sig artsrige plantesamfund i nyanlagte vådområder inden for en årrække på 7-17 år. Årsagen til den manglende udvikling af artsrige plantesamfund hænger bl.a. sammen med, at de nyanlagte vådområder ligger i intensivt dyrkede oplande, hvor næringsstofftilførsel til områderne er høj (Baumane et al., 2021). Håndtering af næringsrigt drænvand fra oplandet rejser dermed udfordringer i form af eutrofiering af eksisterende fugtige naturtyper.

I de seneste år har der været stort fokus på vådområdeprojekter og genopretning af lavbundsarealer. Særligt med henblik på at mindske udledning af kvælstof og fosfor til vandmiljøet, samt mindske udledning af klimagasser (Hoffmann & Baattrup-Pedersen, 2007; Miljøministeriet, 2023). Det har resulteret i en række restaurerede vådområder og lavbundslande, som kontinuerligt bliver tilført næringsrigt drænvand og oversvømmelser via vandløb fra det øvrige opland. Tilførsel og overrisling af drænvand fra gravede grøfter og rørlagte dræn kan næppe betegnes som genopretning af naturlig hydrologi, da dette vand fra naturens side ville have nået ådalen gennem nedsivning gennem jordlagene. Hvis bevarelse af biodiversitet skal være en målsætning i de fremtidige vådområdeprojekter, skal man have fokus på at stoppe næringsstofftilførsel via vandtransport til de sårbare naturarealer.

3.1.3 Genopretning af interaktion mellem vandløb og ådal

I Danmark er der ca. 65.000 km vandløb, som alle er omfattet af vandløbsloven. 28.000 km vandløb er tillige omfattet af naturbeskyttelsesloven, der beskytter mod ændringer af tilstanden bortset fra det sædvanlige vedligeholdelsesarbejde. 18.600 km vandløb er målsat efter vandområdeplanernes vandplanlægning 2021-2027 (Baattrup-Pedersen, 2021).

Naturlige vandløb er levested for mange planter og dyr og fungerer som vigtige spredningskorridorer i landskabet. Vandløb og de vandløbsnære områder rummer mange forskellige arter af planter og dyr, der er tilpasset de særlige forhold, der hersker i og omkring vandløbene. Nogle af disse arter er truede eller sjældne og har brug for beskyttelse. For eksempel er vandløbene levested for fisk som laks, ørred og ål samt for smådyr som vandkalve, døgnfluer og vandnymfer (Sand-Jensen & Lindegaard, 2014).

Ådale, som ofte omgiver en længere vandløbsstrækning, bidrager også med vigtige levesteder for fugle som f.eks. rørhøg, vandrikse og rørspurv samt for pattedyr som odde, bæver og flagermus. Et tæt samspil mellem vandløb og ådale er dermed vigtige for at bevare variationen af levesteder samt udveksling mellem populationer af planter og dyr, da de fungerer som korridorer eller forbindelseslinjer i landskabet (Hofmeister & Hofmeister, 2004).

Vandløbenes store udbredelse i Danmark bevirker, at de udgør en væsentlig del af ferskvandøkosystemerne. Vandløb er derfor særdeles vigtige at have fokus på i genopretningsindsatser, hvor tidligere landsbrugsjorde er udtaget til natur.

Denne drejebog vil dog i meget begrænset omfang omhandle egentlig praksis for vandløbsrestaurering, da en fyldestgørende gennemgang af emnet vil skulle berøre adskillige snitflader udover naturlig hydrologi. Man kan med fordel søge yderligere information om vandløbsrestaurering i DCE-rapporten "Virkemidler til forbedring af de fysiske forhold i vandløb" (Astrup Kristensen et al., 2014). I stedet vil drejebogen fokusere på, hvorfor og hvordan man kan skabe en hydrologisk sammenhæng mellem vandløb og de vandløbsnære arealer.



Figur 3. Simested Å, som mæandrerer sig igennem landskabet. Foto: Emil Skole Læsøe, SEGES Innovation.

Genopretning af interaktionen mellem vandløb og ådal er en del af at genoprette den naturlige hydrologi i ådale.

Det handler om, at vandet skal kunne bevæge sig naturligt i landskabet, således vandet fungerer som en processkabende katalysator for våde naturtyper. Dog kan interaktionen mellem vandløb og ådal være svær at genskabe, når først det er blevet ændret. Det er derfor ikke altid nok bare at fjerne barrierer som dræn og grøfter for at skabe en mere

naturlig vandstand. Selvom disse tiltag også vil føre til vandstandsstigninger, så er mange vandløb i dag kanaliseret og gravet unaturligt dybe for bedre at dræne arealet.

Det første trin i restaurering af hele ådale er at starte med genslyngning af vandløbet tilbage til dets naturlige forløb. Hertil kan man gøre brug af historiske kort, som kan vise, hvordan vandløbet fysisk har set ud før i tiden. Naturligt vil vandløbene arbejde sig gennem landskabet i slyngninger, kaldet mæanderbuer, idet strømmen i vandløb gradvist eroderer brinker i ydersiden af svingene og deponerer sediment på indersiden. Mæanderbuerne vil langsomt blive større, og efter årtier eller århundreder vil disse blive afsnøret fra selve vandløbet og skabe småsøer, damme eller moser (Astrup Kristensen et al., 2014).

Efter vandløbet er genslynget kan der være behov for at hæve vandløbsbunden til terrænoverfladen ved at fylde mere bundmateriale f.eks. grus og sand i vandløbet, så de vandløbsnære arealer har mulighed for at blive oversvømmet. Udlæg af grus i vandløbet kan evt. indtænkes som virkemiddel til at øge gydemulighederne for f.eks. laksefiskene. Man skal dog huske, at bundmaterialet skal afspejle de geologiske forhold, som findes på lokaliteten (Astrup Kristensen et al., 2014).

Genskabelse af tidligere oversvømmelsesmønstre via genslyngning af vandløbet til fordel for eksisterende habitatnaturtyper kan være besværlig, hvis terrænet har ændret sig grundet tidligere dræning. Netop fordi terrænoverfladen i de fleste ådale er så forandret efter tidligere landbrugsdrift, skal man i genopretningsprojekter også tage højde for at genskabe et naturligt fald mod vandløbet.

I den forbindelse kan forekomster af menneskeskabte lavninger være problematiske, fordi det forstyrrer vandets strømning igennem ådalen. Lavninger opstår typisk der, hvor jorden er sunket grundet dræning af tørveholdige lavbundsjord. Drænes våde kulstofrige jorde, skabes en unaturlig omsætning af det organiske stof ved, at ilten pludselig kan trænge ned i jorden og give bakterier mulighed for at omsætte kulstof-forbindelserne i jorden. Dette bidrager både med en forøget næringstilførsel, samt at lavningerne bliver udsat for længerevarende oversvømmelser fra nærliggende vandløb.

Ved genopretning af naturlig hydrologi i ådale, hvor der allerede indgår naturtyper, som er følsomme overfor næringsstofbelastning og længerevarende oversvømmelser, er det vigtigt at have fokus på, at vandet kan komme hurtigt væk efter en oversvømmelse. Hyppige og langvarige oversvømmelser kan udgøre en trussel mod udvikling af artsrige rigkær, hvis oversvømmelserne medfører tilførsel af næringsstoffer, sediment og frøpuljer fra konkurrencestærke arter (D. K. Andersen & Baatrup-Pedersen, 2016). Det er derfor værd at overveje om vandløbet kan omlægges til de laveste partier af ådalen, eller om det på anden måde er muligt at reetablere et terræn, som har et jævnt fald mod vandløbet (Garssen et al., 2017). Oversvømmelser i sig selv er dog ikke nødvendigvis negative. kor-

te oversvømmelser (<2 ugers længde) er blevet påvist at have en positiv påvirkning på udvikling af sphagnum-arter og den øvrige rigkær-vegetation (Cusell et al., 2015).

3.1.4 Hydrologisk genopretning af grundvandsfødte naturtyper

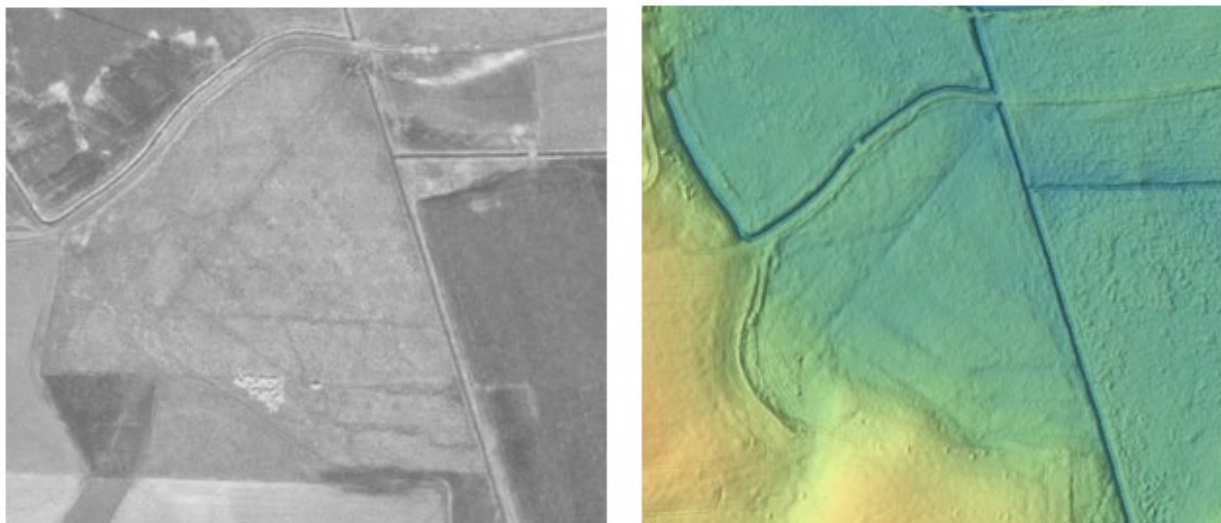
Moser og enge, som primært modtager vand fra grundvandet (soligen vandtilførsel) findes typisk på steder, hvor grundvandsspejlet skærer terrænoverfladen på skrånende terræn. Grundvandet kommer i disse tilfælde frem i form af en kilde eller et væld. Er der kalk i de gennemstrømmende jordlag, kan det kalkholdige og ofte næringsfattige grundvand være forudsætning for, at f.eks. artsrige rigkær kan udvikle sig. Grundvandsfødte habitat-typer omfatter rigkær, mineralrige kildevæld, hængesæk, tidvis våd eng og våde klitlavninger (Sand-Jensen, 2017).

Ved genopretning af hydrologien i et område med potentiale for genetablering af kalkkilder vil grundvand rig på jern eller kalk betyde, at plantetilgængeligt fosfor kan blive bundet så hårdt, at det bliver utilgængeligt for planterne (Nygaard m.fl. 2018). Jern- og kalkforbindelserne kan dermed forhindre, at fosforen kan blive kilde til eutrofiering. Tilsvarende ser man også ved kalkprægede ferske enge og moser, at biomassehøsten kan være lav grundet den begrænsede del af plantetilgængeligt fosfor (Sand-Jensen, 2017).

Der er dog også studier, der viser, at naturområder rige på både fosfor og jern kan have den modsatte virkning, hvor fosforen fortsat vil være tilgængelig for optag i planterne, hvilket besværliggør gendannelse af en artsrig kærvegetation (Emsens et al., 2017). Mere om dette kan læses i afsnittet om *Næringstoffer på lavbundsjord*.

Generelt er der størst potentiale for at genoprette artsrige naturområder på lavbundsjordene, hvor der findes udstrømning af næringsfattigt grundvand, og hvor der ikke er tilført for meget næring til jorden.

En af de største udfordringer er at lokalisere de steder, hvor der er de rette grundvandsmæssige forudsætninger til stede. Det kan f.eks. være steder, hvor drænledninger eller grøfter ligger tæt, eller hvor grundvandsmodeller viser, at der er stor sandsynlighed for, at grundvandet står tæt på terræn. Hvis man ikke har adgang til drænkort for områderne, kan dræn og grøfter ofte ses/anes på historiske kort eller historiske flyfotos. Dræn kan også afsløres ved at studere højdemodellen, hvor det ofte er små forskelle i terrænet, der afslører drænenes beliggenhed. Det kræver dog ofte, at der foretages jordprøver/vandprøver for at fastslå, om de kemiske forudsætninger for høj naturværdi er til stede. Det kan være en god ide at foretage vandstands- og trykmålinger med vandstandsloggere placeret i piezometerrør sat i forskellige dybder for at vurdere, om der er en opadrettet trykgradient, og om der er mulighed for at genoprette en høj stabil vandstand i løbet af året, som kan danne grundlag for genoprettelsen (Brunbjerg A. K et al., 2023).



Figur 4. Historiske Flyfoto (her fra 1974) og Den Danske Højdemodel, som her vist i Scalgo Live, kan være med til at afsløre beliggenhed af dræn, der afvander grundvand fra enge og marker. Foto: Rikke Rørby Graversen, SEGES Innovation.

3.1.5 Genopretning af hydrologi på strandenge

Langs Danmarks 7.000 km lange kystlinje dannes, ved havets og vindens kraft, en lang række forskellige habitattyper, der hører til Danmarks mest uberørte og dynamiske natur. Fælles for de terrestriske kystnære økosystemer er, at de i en eller anden grad er påvirket af kystlandskabets geologi, havets saltholdighed og vandspejlets fluktuationer (Petersen & Vestergaard, 2006).

På trods af, at der i Danmark findes mange bevaringsværdige habitattyper, som knytter sig til kysterne, er der i denne drejebog valgt at fokusere på strandengskysterne. Dette skyldes primært, at menneskeskabte kystbarrierer truer strandengenes eksistens grundet klimarelaterede havvandstigninger. Derudover har strandengene også kulturhistorisk spillet en rolle som landbrugsareal i forbindelse med foderudnyttelse af ekstensive arealer i husdyrproduktionen. På denne baggrund vurderes strandengene som mest relevante at fremhæve blandt de kystnære habitattyper i forbindelse med udtagning og genopretning af tidligere landbrugsarealer.

Grundlæggende er strandengenes vegetation styret af 4 overordnede hovedfaktorer (substratets tekstur, de topografiske forhold, landbrugsdrift og de hydrologiske forhold), som i samspil skaber de komplekse og meget forskellige vegetationstyper, man kan finde ved de danske fjorde og kyster.

I forhold til strandengenes naturlige hydrologi udgør havvandet den primære hydrologi. Ferskvandspåvirkning fra landsiden af strandengen kan dog i nogle tilfælde også spille en rolle, da det konkret er havvandets saltindhold og graden af havvandsspejlets svingninger, som påvirker vegetationen (Sand-Jensen, 2017).

På basis af vandstandens svingninger og de topografiske forhold kan strandengskysten inddeles i 4 littoralzoner, som defineres ud fra graden af påvirkning fra havvandet. Plan-tesamfundene varierer dermed også efter, hvilken littoralzone man betragter. Det er ty-pisk på den øvre strandeng, som normalt ikke er vanddækket, (epilittoralzonen) som hi-storisk er blevet anvendt til græsning. I den kontekst anbefales det at lade græssende dyr få adgang helt ned til vandstranden/vandkanten.



Figur 5. Tæt blomstrende hindebæger på græsset strandeng på Læsø. Foto: Emil Skole Læsøe, SEGES Innovation.

Ligesom mange andre naturtyper er der også en lang række trusler mod strandengene, som relaterer sig til menneskelige aktiviteter. Heriblandt græsningsophør, tilgroning og ændring af naturlig hydrologi via dræning, grøftning og kystsikring. Sidstnævnte skal sær-ligt ses i lyset af klimarelaterede havvandstigninger.

Som der indledningsvist blev redegjort for, så har strandengene kulturhistorisk spillet en landbrugsrolle. På de øvre strandenge og strandengsoverdrev har man gravet grøfter og nedgravet drænrør, så man i højere grad kunne afkorte den periode, hvor strandengene stod våde og/eller oversvømmede. Hertil har man pløjet og gødet arealerne for at sikre en højere biomasseproduktion og derved et større udbytte af afgrøder. I nogle områder har man også via landvindingsprojekter inddæmnet og tørlagt strandengsarealer, så de også kunne blive brugt i landbrugssammenhænge. De mere ekstensivt drevne stranden-

ge har man historisk haft tradition for at anvende til græsning med enten kvæg eller får. I nyere tid er ekstensiv græsning blevet stærkt reduceret og i nogle tilfælde erstattet med intensiv sommergræsning, hvilket har ført til tilgroning eller overgræsning, hvor ingen af delene har favoriseret planterigdommen.

Derudover er man i nyere tid blevet bevidst om, at havstigninger kan være en trussel mod strandene. Strandene er blandt de økosystemer, som særligt vil være påvirket af havvandsstigninger associeret til klimaforandringerne. I det omfang strandene er påvirket af havvandet, vil havvandsstigninger tvinge vegetationen til at vandre ind mod land. I Danmark ligger de fleste strandene i forlængelse af landbrugsarealer eller som en bræmme langs et dige. Strandene vil derfor med tiden blive klemt mellem havet og den menneskeskabte infrastruktur. Fremtidsscenerier viser derfor, at strandensarealer vil blive betydeligt reduceret i takt med havstigningerne, hvis ikke man skaber plads til, at strandensvegetationen kan vandre indlands (Moeslund et al., 2011).

For strandene gælder det derfor i en genopretningssammenhæng at sikre restaurering af de eksisterende nedre strandene samt at udtage landbrugsjord, hvor der tidligere har været øvre strand og strandsoverdrev. Udtagning af kystnær landbrugsjord er særligt med til at sikre, at der med det stigende havvand også skabes mulighed for at strandens littoralzoner kan vandre indlands.

Ideelt vil det optimale være at udtage landbrugsjord langs de kystområder, hvor der i forvejen ligger værdifulde strandene netop for at sikre de eksisterende strandene mod havstigninger. Derudover vil man på de tidligere landbrugsjorder også hurtigere kunne opnå en naturlig vegetation ved passiv eller assisteret spredning af arter fra de nærliggende strandene. Mere herom kan læses i afsnittet om *Genopretning af naturlig vegetation*.

Men da strandene er en habitatnaturtype, som tidligere har været langt mere udbredt, vil der også være behov for at udtage og genoprette strandene i kystområder, hvor der tidligere har været strandene. I begge tilfælde gælder det i første omgang at sikre, at den naturlige hydrologi har mulighed for at påvirke arealerne. Det betyder, at diger og/eller anden form for kystbeskyttelse skal fjernes. Derudover skal man på de tidligere landbrugsjorder sørge for at afbryde drænrør og stoppe grøfter, så det ikke længere er til hindring for, at havet periodisk kan oversvømme arealerne.

Derudover vil der være behov for at genoprette næringsstofbalancen på de arealer, som tidligere har været landbrugsjord, da høje næringsstofkoncentrationer ligesom på andre naturtyper har en negativ påvirkning på den naturlige vegetation. Hvilke principper der gør sig gældende, og hvilke metoder man kan gøre brug af, kan man læse meget mere om i afsnittet, *Genopretning af naturlig næringsstatus*.

Som tidligere nævnt vil ødelagt hydrologi og næringsbelastning øge biomasseproduktionen og føre til en højere og tættere strandengsvegetation. Høj og tæt plantevækst er desuden ofte negativt for habitatens ynglefugle, da disse oftest kræver lavt græs på 5-20 cm i forårsperioden. Man skal derfor udover at genoprette hydrologi og næringsstatus også sørge for at genoprette den naturlige græsning (van Klink et al., 2016). Det anbefales derfor at udsætte ekstensive helårsgræssende planteædere på så store og varierende arealer som overhovedet muligt. Nærmere om strategier med græsning kan der læses mere om i forvaltningsafsnittene *Naturlig græsning* og *Forvaltningsstrategi*.

3.2 Genopretning af naturlig næringsstatus

Når landbrugsarealer tages ud af drift til natur, er det en stor udfordring, at jorden indeholder langt flere næringsstoffer, end der naturligt ville have været, hvis området aldrig havde været dyrket. En forhøjet næringsstofkoncentration af plantetilgængeligt kvælstof og fosfor betyder i mange tilfælde, at det kun er få almindelige konkurrencesterke arter, der vinder konkurrencen på bekostning af mange mere specialiserede arter, der kan klare sig bedre på mere næringsfattige arealer.

Særligt har jordbundens indhold af fosfor vist sig at have stor betydning for, hvor egnet et areal er for at udvikle sig til værdifuld natur. Det er derfor en stor udfordring, at mange tidligere landbrugsjorder har en meget høj koncentration af fosfor. I modsætning til andre næringsstoffer som f.eks. kvælstof og kalium der er mobile og med tiden kan optages, omsættes eller udvaskes, er fosfor meget hårdt bundet til jordpartiklerne (Nygaard et al., 2018).

3.2.1 Næringsstoffer på højjord

Jordens evne til at binde fosfor varierer meget, og lerjorde har en større bindingskapacitet end sandede jorder (Estrup Andersen et al., 2020). Det er mest sandsynligt, at tidligere landbrugsarealer kan udvikle sig til artsrigt græsland som f.eks. heder og overdrev, hvis det plantetilgængelige fosfor er lavt. Der er størst sandsynlighed for en gunstig naturudvikling, hvis fosforkoncentrationen ikke overstiger 10 mgP/kg målt med Olsen's P-metoden (Gilbert et al., 2009). Indholdet af plantetilgængeligt fosfor på danske marker ligger oftest imellem 10-80 mgP/kg og dermed over det anbefalede niveau for udvikling mod artsrigt græsland (Nygaard m.fl. 2018).

3.2.2 Næringsstoffer på lavbundsjarde

På lavbundsjarde spiller næringsstofferne ligeledes en stor rolle, selvom det ikke er den samme grænseværdi for fosfor, man ser på højbundsarealerne. F.eks. har man i NOVANA-overvågningen målt, at rigkær i gennemsnit for hele landet har et indhold af plantetilgængeligt fosfor på 32 mgP/kg (Novana.au.dk).

Et højt fosforniveau på lavbundsarealer er en stor udfordring i forhold til genopretning af naturområder med høj artsrigdom af planter (Emsens et al., 2017). I lavbundsprojekter, hvor man har som målsætning at genskabe næringsfattige naturtyper, er det afgørende, at man sikrer en grundvandsstand, som ligger i niveau med jordoverfladen, således man får genskabt de oprindelige iltfattige forhold (Cusell et al., 2015). Flere studier har dog vist, at det alene ikke altid er tilstrækkeligt for at opnå den karakteristiske arts sammensætning, som findes på den slags naturarealer, da arealerne forbliver artsfattige. Dette kan blandt andet skyldes at hævnning af vandstanden, kan igangsætte en frigivelse af jordens bundede fosfor, hvilket skaber risiko for lokal eutrofiering (Hoffmann et al., 2020).

Den kemiske redoxproces, som faciliterer mobilisering af fosfor-forbindelser opstår når iltkoncentrationen i jorden bliver så reduceret, at jern(III)oxider bliver reduceret til jern(II)oxider, hvilket bevirker, at det fosfor, som ellers er bundet til jern(III)oxider, bliver frigivet (Zak et al., 2008). Derfor kan det være en stor fordel, hvis man kan fjerne fosforen før vådlægningen ved biomassehøst, afgravning af topjorden og fosforfiltre (se afsnit om fjernelse af topjord). Undersøgelser har vist, at et lavt næringsniveau for nitrat-N og fosfat-P på under 1 mg/l i vandet er en forudsætning for gunstige bevarelse af rigkær (Ejrnæs, Kappel, et al., 2010).

3.2.3 Udpining med dyrkning og høst af biomasse

Biomassehøst er et tiltag, som primært skal bruges til at reducere mængden af næringsstoffer på et areal. Tiltaget kan sekundært også fungere til at mindske opvækst af konkurrencesterke arter, samt øge åbning af vegetationen, så lyset kan komme ned til de mindre nøjsomme plantearter (Diggelen & Joseph, 1997). Biomassehøst foregår oftest med større landbrugsmaskiner og har dermed en tendens til at udjævne vigtig mikro-topografi og andre strukturer som f.eks. tuer dannet af top-star (Kotowski et al., 2013). Derudover kan biomassehøst også bidrage til, at større områder bliver homogeniseret og fattige på foderplanter og blomsterressurser for insekter. Forkert udførelse af biomassehøst kan derudover resultere i tab af biodiversitet. Maskinel høslæt egner sig derfor bedst som et naturgenopretningstiltag i en overgangsperiode på næringsrige områder, hvor der typisk ikke allerede er sjældne arter eller vigtige strukturer (Nygaard et al., 2018).



Figur 6. Tuer dannet af planten topstar. Foto: Emil Skole Læsøe, SEGES Innovatoin.

Anvender man biomassehøst som en metode til at udpine arealer, er det vigtigt, at afklippet biomasse bliver fjernet fra arealerne, så det ikke når at blive omsat og virke som grøngødning. En dansk undersøgelse har vist, at det på artsfattige engarealer årligt er muligt at fjerne 69-145 kg N og 8-17 kg P per ha ved biomassehøst (Nielsen et al., 2018). Selvom det er muligt at fjerne betydelige mængder af fosfor via høslæt, er det vigtigt, at man forholder sig til, om der efter nogle år fortsat sker en reduktion af jordens fosforpulje. Der er god dokumentation for, at det er muligt at fjerne betydelige mængder fosfor og kvælstof via biomassehøst, men der mangler dansk dokumentation for, hvor stor indflydelse høst af biomasse har på jordens forskellige fosforpuljer. Derudover mangler der også information om, hvor lang tid man skal forvente at fortsætte udpiningen, før det ønskede resultat opnås (H. E. Andersen et al., 2020).

På højjord har et Hollandsk studie vist, at det er meget svært at lave en effektiv udpining af fosforpuljen vha. biomassehøst med henblik på at genskabe artsrige græslandsnaturtyper på tidligere landbrugsarealer. Studiet fandt en grænseværdi for artsrigt græsland af typen surt overdrev på 12 mg P/kg. Efter 16-25 år med biomassehøst var næringspuljen stadig for høj, og studiet estimerede, at det ville tage yderligere 40-114 år at nedbringe fosforpuljen til under 12 mg P/kg (Schelfhout et al., 2017).

I de første indledende år med biomassehøst er der typisk en stor biomasseproduktion og dermed også en stor fosforfjernelse. Men efterhånden som næringsstofpuljen af kvælstof og kalium mindskes, falder biomasseproduktionen og dermed også fosforfjernelsen. For at bibeholde en høj biomassehøst og dermed fosforfjernelse kan det være nødvendigt i en årrække at tilføje kalium og kvælstof til jorden i forbindelse med afgrødedyrkning. På den måde kan man bibeholde fosforfjernelse med biomassehøst.

Denne metode kaldes også for P-mining. Gode afgrøder til P-mining på højjord er f.eks. boghvede, majs og rug. I box 1. er der anbefalinger til, hvornår det giver mening at benytte P-mining. Man skal dog have projektets tidshorisont in mente, da der kan gå mange år, inden man kan begynde at se en reel naturforbedring på arealet (Schelfhout, 2019; Vandermoere et al., 2021). Det kan derfor være værd at overveje, om der skal benyttes andre metoder til at fjerne fosfor fra arealet.

Box 1: Forslag til forskellige strategier til at nedbringe fosforpuljen

Et Hollandsk studie havde til formål at gendanne Habitatnaturtypen 6230 surt overdrev, med typiske arter som katteskæg, djævelsbid og tormentil. Her blev det anbefalet at benytte nedenstående grænseværdier som mål ved genopretning. Studiet foregik på en sandet og sur jordbundstype. Man må derfor forvente, at det vil tage endnu længere tid at udpine lerholdige fosforrige jorde.

Plantetilgængeligt fosfor	Metode til abiotisk genopretning	Forventet tidsperiode
< 12 mgP/kg	Udpining ikke nødvendig. Fokuser på genopretning af biotiske faktorer	0 år
12-25 mgP/kg	Udpining med slåning. P-mining med N og K er ikke effektiv og slåning fjerner overskydende N og K	
25-60 mgP/kg	P-mining ved tilsætning af N og K og dyrkning af afgrøder som boghvede eller majs.	< 50 år
> 60 mgP/kg	Det er ikke realistisk at genoprette de abiotiske faktorer inden for overskuelig årrække (50 år). Vælg et andet areal eller et andet naturmål – f.eks. skov eller mesotrofisk græsland med mere næringstolerante arter som hvid okseøje, alm. knopurt, alm. kællingetand og rødkløver.	50 – 350 år

Kilde: (Schelfhout, S. 2019)

3.2.4 Fjernelse af topjord

På mange af de tidligere landbrugsarealer, som har høje fosforkoncentrationer, vil det næppe være muligt at genoprette de naturlige næringsstofbalancer og sikre en positiv naturudvikling alene ved hjælp af udpining med biomasse/høslæt eller P-mining. I disse tilfælde kan det i stedet være en løsning at fjerne og bortskaffe det næringsrige pløjelag.

Et Tjekkisk studie fra 2021 har vist, at efter fjernelse af 10-30 cm topjord, var det muligt at genoprette en artsrig vegetation, som havde samme artsrigdom tilsvarende med den oprindelige, som fandtes inden kultivering af området (Řehounková et al., 2021). Fjernelse af topjorden kan derfor være et effektivt tiltag i forhold til at genskabe et naturligt næringsfattigt udgangspunkt i naturgenopretningen.

Ser man på lavbundsarealer, hvor fosforindholdet i den nedbrudte tørv kan være meget højt, kan fjernelse af topjorden også her være et meget effektivt tiltag til at sænke fosforindholdet i jorden og derigennem skabe et næringsfattigt fundament for en naturlig artsrig kærvegetation (Andersen et al., 2020).

I et tysk studie har man undersøgt effekten af topjord-fjernelse i kærømråder på mobiliteten af fosfor. Resultater fra studiet viste, at fjernelse af 40 cm topjord bestående af nedbrudt tørvejord reducerede frigivelsen af fosfor betragteligt i forbindelse med vådlægning af vådområdet. Ydermere faciliterede fjernelse af topjorden også en hurtigere genetablering af den naturtypiske vegetation sammenlignet med arealer, hvor topjorden ikke var blevet fjernet (Zak et al., 2017). Fjernelse af den fosforrige topjord inden vådlægning anbefales derfor som et effektivt virkemiddel til at mindske mobilisering af fosfor og derved hurtigere opnå de naturtypiske plantesamfund.

Fjernelse af topjord kan dog være et meget omkostningstungt virkemiddel. Særligt hvis den opgravede jord ikke kan anvendes indenfor eller i nærheden af projektområdet – f.eks. til opfyldning af grøfter eller udlæg på landbrugsjord til jordforbedring. Hvis ikke der er økonomi til afgravning af topjord på hele projektområdet, kan der være stor gevinst i at prioritere steder med særligt højt naturpotentiale. Det kan f.eks. være steder, hvor man kan genskabe grundvandsfødte naturtyper – altså steder med næringsfattigt grundvand ved terrænniveau.

3.2.5 Dybdepløjning

Dybdepløjning eller reolpløjning er efterhånden også en udbredt metode til at nedbringe jordens næringspulje. Grundlæggende går metoden ud på, at ploven pløjer ned til 60-70 cm dybde, hvorved det øverste pløjelag bliver vendt ned og den nedre næringsfattige mineraljord vendt op til overfladen. Et engelsk studie har vist, at dybdepløjning ned til 40 cm kan være tilstrækkelig i forhold til at mindske næringsstofkoncentrationen herunder fosfor

i topjorden. Efter dybdepløjningen var der dog arealer, der fortsat havde et forholdsvist højt fosfortal (Olsen P) på 35 mg P/kg (Glen et al., 2017).

Metoden har den fordel, at næringsstoffer og ukrudtsfrø bliver begravet sammen med pløjelaget, og man får en jordoverflade uden muld med færre næringsstoffer og uden en frøbank fyldt med frø fra kulturplanter. Dybdepløjning er traditionelt blevet brugt i forbindelse med skovrejsning for at undgå konkurrence mellem de nyplantede træer og ukrudt. Netop fordi man ved denne fremgangsmåde fremmer den næringsfattige mineraljord og hæmmer ukrudtsfrø i at spire, gør det også dybdepløjning velegnet som metode til naturgenopretning (Nygaard m.fl. 2018).

Ved anvendelse af dybdepløjning skal man dog være opmærksom på, at det potentielt kan ødelægge fortidsminder, som ligger gemt under pløjelaget. Man skal derfor have museumsmyndighederne med ind over projekter, hvor der ønskes anvendelse af dybdepløjning.

Dybdepløjning kan også være en metode, man kan bruge på lavbundsarealer, hvor fosforkoncentrationer er højest i de øverste jordlag. Det er dog uklart, om der er mulighed for, at grundvandsgennemstrømning vil kunne transportere den begravede fosfor op til overfladen eller resultere i øget fosforudvaskning (H. E. Andersen et al., 2020). Det kan være vanskeligt at dybdepløje meget våde arealer, så det er vigtigt at foretage dybdepløjningen af de tidligere dyrkningsarealer, inden vandstanden hæves. Derudover kan der også være nogle særlige hensyn at tage til jordbundstypen, hvis man ønsker at undgå en forøget omsætning af jordens organiske indhold (H. E. Andersen et al., 2020).

3.2.6 Alternativer til at nedbringe næringsstofpuljen

Er det ikke muligt at nedbringe jordens næringsstofpulje til niveauer, hvor det er realistisk at få genskabt artsrige plantesamfund, er det værd at overveje, om man skal sætte et andet mål for genoprettelsen. Et mål kunne i stedet være at fremme en mere næringsrig græslandsnatur. Her kan det anbefales at lave høslæt på arealerne i få år for at udpine jordens pulje af kvælstof og kalium og herefter udsætte græsning og genetablere en vegetation domineret af urter, der kan tåle et højere næringsstofniveau som f.eks. almindelig kællingetand, almindelig knopurt, rødkløver og hvid-okseøje (Schelfhout, 2019). Alternativt kan man også lade arealerne vokse til med vedplanter og krat, hvilket vil blive uddybet yderligere i forvaltningsafsnittet.

3.3 Genopretning af naturlig vegetation

Artsrige plantesamfund er afgørende for overlevelsen af mange arter f.eks. bestøvende insekter, planteædende dyr, og svampe. Disse samfund er ofte afhængige af specifikke

værtsplanter for at trives. Derfor er det primære mål med genopretning at skabe en artsrig vegetation, der kan understøtte disse forskellige økosystemer.

3.3.1 Passiv restaurering

Passiv restaurering kan umiddelbart være en omkostningseffektiv metode til at genoprette en naturlig vegetation på nye naturarealer. Ved passiv restaurering sker naturudviklingen på baggrund af naturlig succession (tilgroning). Der er ingen udgifter til indsamling af frø, udsåning, transplantation af donor-tørvtør eller hø. Vegetationssammensætningen vil i høj grad afhænge af jordbundsforholdene, den eksisterende frøpulje i jorden og afstanden til omkringliggende artsrige naturarealer. På græsland har metoden størst succes på områder, som ikke er for næringsrige, og hvor naturlige frøkilder ligger i umiddelbar nærhed (Török et al., 2018). Dertil er udvekslingen af frø også betinget af, hvilke spredningsvektorer der optræder på arealerne. Dette kan f.eks. være via vind eller gennemstrømmende vand fra vandløb. Det kan også være via fugle eller græssende dyr, som via fou-ragering transporterer frøene rundt (Rogers et al., 2021).

Et af de forhold, der har betydning for et areals potentiale for en succesfuld naturudvikling, er den frøbank, som findes på arealet. Jo længere tid et areal har været drevet som landbrugsareal, jo mindre er den originale frøbank, der vil være tilbage. Derudover har det også vist sig, at frøbanken på våd jordbund bibeholdes bedre end på tør bund. Ofte har frø fra planter, der kræver bar jord for at spire og som er kendetegnende for tidlige succesionsstadier, en bedre overlevelse i frøbanken. Frøbanken spiller derimod ikke en særlig stor rolle for de græslandsarter, man ofte ønsker at fremme. Det kan betyde, at passiv restaurering kan blive forsinket af, at det hovedsageligt er arter, som ikke er en del af den ønskede græslandsvegetation, der spirer frem (Török et al., 2018). Det kan derfor være relevant at foretage gentagne harvninger på arealet, inden det overlades til kolonisering for at mindske konkurrencen fra fremspirende pionerarter fra frøbanken.

3.3.2 Assisteret spredning

Ofte er passiv restaurering ikke effektiv til at gendanne artsrige plantesamfund på tidligere landbrugsjord, fordi arterne ikke længere findes i frøbanken eller omgivelserne. Derfor er assisteret spredning ofte nødvendig for at sikre en udvikling mod artsrige plantesamfund (Kiehl et al., 2010). I denne type tilfælde er det nødvendigt at hjælpe spredningen af de ønskede plantearter på vej ved at udså frø eller udlægge hø fra donor-lokaliteter på bar jord (Hölzel et al., 2012).

For vandløbenes vedkommende kan assisteret spredning også dække over udplantning af vandplanter. Dette vil være aktuelt som virkemiddel på genslyngede vandløbstrækninger. Selvom undersøgelser har vist, at det er muligt at udplante vandplanter i vandløb, så er der behov for mere viden for at kunne lave nogle generelle retningslinjer. Dette skyldes primært, at man mangler viden om, hvad der karakteriserer naturlige plantesamfund,

samt hvilke faktorer der afgør, hvilke samfund der etablerer sig i pågældende vandløbsstrækninger (Astrup Kristensen et al., 2014).

3.3.3 Udsåning af frø

Når man har besluttet sig for, om man skal anvende udsåning af frø, er frøenes oprindelse ikke ligegyldig. Hvis man vælger frø af ukendt oprindelse, er der risiko for, at de ikke er genetisk tilpasset det lokale miljø, man udsår dem i. Der er også risiko for, at frøene indeholder en meget lav genetisk diversitet som følge af, at der kun er indsamlet fra få individer, som derefter er opformeret. En lav genetisk diversitet kan betyde en lav tilpasningsevne til fremtidige miljøforandringer.

Ved at høste frø fra forskellige lokale donorlokaliteter kan man sikre, at frøene er genetisk tilpasset de lokale forhold. Gennemførelse af metoden kan dog være dyr og langtrukket. Tilmed skal man også være opmærksom på, at hyppig høst på donoarealerne kan betyde en overudnyttelse af arealet, hvilke kan skade biodiversiteten på de pågældende donorarealer. For at imødekomme denne problematik anbefales det, at man højst høster 20 % af frøene fra en donor-lokalitet og for enårige arter højst 5-10 %. For at undgå pres på donorpopulationer kan det være en fordel at opformere frøene efter, at de er blevet indsamlet. Ved opformering er det vigtigt at have fokus på at bevare den genetiske variation og være bevist om ikke at udføre selektion på f.eks. de individer, der har den største frøproduktion (Höfner et al., 2022; Pedrini et al., 2020).

3.3.4 Udlægning af hø

En simpel metode til genopretning af naturlig vegetation kan være udlægning af plantemateriale høstet på en donorlokalitet med tilsvarende forhold som de arealer, man forsøger at genoprette. Det kræver ikke tørring, opformering og udsåning. Desuden kan plantematerialet beskytte de nye spirer mod vind og udtørring. Udlægning af nyhøstet frisk plantemateriale har vist sig at være mere effektiv til frøspredning end tørt hø, hvor mange af frøene drysser af, inden høet flyttes fra donorlokaliteten (Kiehl et al., 2010). Ved høstning af hø gælder det, lige som ved frøindsamling, om ikke at overudnytte donorlokaliteten. Det kan undgås ved kun at slå en del af arealet ad gangen. Det kan også være med til at sikre, at frø der modner på forskellige tidspunkter høstes (Nygaard et al., 2018).

3.3.5 Udlægning af tørv

Ved at opgrave dele af vegetationen med rodnet og jord og placere det på modtagerlokaliteten, sikrer man ikke blot en stor overlevelse hos planterne, man skaber også en langt større chance for, at andre organismer bliver transplanteret til det nye naturområde. Det kan være svampe og mikroorganismer eller insekter, der overlever i jorden eller plantematerialet. Det kan sikre, at man får bevaret nogle af de mange interaktioner, der er mellem arter, som ellers kan tage lang tid om at etablere sig. Ofte er det kun muligt at flytte få

og små felter på op til 1 x 1 meter. De kan udlægges spredt på det nye naturområde, hvorfra arterne kan sprede sig ud til omgivelserne. For at kunne opnå dispensation til at fjerne vegetation fra donorarealet, kan det være en fordel, at felterne er små, så de, for donorarealets vedkommende, imiterer en naturlig forstyrrelse. Metoden har flere steder i udlandet vist sig at være effektiv. Den er også brugt flere steder i Danmark, men effekten er ofte ikke monitoreret eller rapporteret (Nygaard et al., 2018).

3.3.6 Reintroduktion af arter

Selv efter vegetationen er veletableret kan der være spredningsbarrierer, som forhindrer insekter, padder og krybdyr mv. i at immigrere hen på de nye egnede levesteder. I Danmark er der ikke en særlig stor tradition for genintroduktion og flytning af dyrearter. I forbindelse med erstatningsvandhuller i infrastrukturprojekter er der erfaringer med flytning af padder og krybdyr. Erfaringerne er, at det kræver stor specialviden at få projekterne til at lykkes. Succesraten varierer dog efter, hvilke arter man forsøger at reintrodere. Der er f.eks. højere succesrate ved reintroduktion af spidssnudet frø, fremfor løgfrø.

I Danmark er der i enkelte tilfælde udsat insekter i naturprojekter. Det gælder f.eks. eg-hjorte i Jægersborg Dyrehave. Enkelte andre steder er der også lavet forsøg med udsætning af sommerfugle. I udlandet bliver der mange steder arbejdet med reintroduktion af både biller, græshopper og sommerfugle (Nygaard et al., 2018). Der er dog herhjemme et stigende fokus på at opformere og sikre lokale bestande af målsætningsarter. F.eks. arbejdes der både med opformering og udsætning af padder og markfirben i projektet LIFE Clima-Bombina på Knudshoved Odde (Horup, 2023), hvilket vil blive uddybet yderligere i afsnittet, "Eksempler på forvaltning af terrestriske naturarealer".

4 FORVALTNING

Efter gennemførelse af genopretningen, hvor der har været fokus på et naturligt udgangspunkt og de naturlige processer, der understøtter naturudviklingen, er det nødvendigt at forholde sig til behovet for videre forvaltning af området. Er det lykkedes at genoprette alle de naturlige processer, vil der i princippet ikke være behov for en forvaltning, da naturen ikke er afhængig af menneskets indblanding for, at arterne kan trives og udvikle sig.

Mange af de naturlige processer er i dag forsvundet eller så kontrollerede og begrænsede, at hvis vi træder tilbage og lader naturen udvikle sig på egen hånd, vil langt de fleste naturområder inden for en overskuelig årrække udvikle sig til områder domineret af almindelige arter, som trives i et menneskeskabt landskab. Derved vil vi miste de arter, der er tilknyttet de næringsfattige, lysåbne levesteder, samt de levesteder man finder i overgangsstadier med forskellige tilgroningsgrader (Kowalczyk et al., 2021; Vermeulen,

2015). Forvaltningen af naturområder bør derfor have fokus på at erstatte eller understøtte de naturlige processer, som ikke er mulige helt eller delvist at genoprette.

4.1 Naturlig græsning

En naturlig græsningsfunktion på naturarealer er en forudsætning for at skabe variation og levesteder til de mange arter, der er afhængig af lys, varme og dyrenes lort. Dette gør dyrene bl.a. ved bid og tramp, som skaber åbninger i vegetationen og i jordoverfladen. Forstyrrelser af denne slags er nogle af de processer, som giver plads til de nøjsomme plantearter og spirebed for andre. Barkskrælning og andre skader på træer giver mulighed for, at svampe og insekter kan kolonisere træerne, så der senere hen opstår hulheder og dødt ved. På våde arealer bidrager dyrenes adfærd også til tuedannelse, hvilket skaber et varierende mikroklima og en gradient mellem tør og våd bar jord. Tilstedeværelsen af store planteædere kan ydermere også gavne insektfaunaen i form af en øget tilgængelighed af møg, dødt ved, sølehuller og andre fysiske påvirkninger, der skaber variation og dermed levesteder og ressourcer for insekter. De store planteædere har også betydning for frøspredning over større afstande (Bonavent et al., 2023; Sigsgaard et al., 2021; Thomassen et al., 2023).



Figur 7. Ung Galloway-tyr, som graver i jorden og derved skaber levesteder for insekter og planter. Foto: Emil Skole Læsøe, SEGES Innovation.

Igennem millioner af år har store pattedyr været en vigtig del af dyrelivet over alt på jorden. I Europa har arter som urokser, vildheste, bison, elefanter, næsehorn, elge, vandbøfler, vildsvin og mange flere været vildt udbredte og haft en enorm stor påvirkning på naturen og dens levesteder. Planter og insekter har udviklet sig i landskab med græssende dyr og nyeste forskning viser, at de store pattedyr har haft stor betydning for at skabe og vedligeholde et varieret landskab med meget stor variation i trædække, hvor der både har været lyse skove, store lysninger og større åbne arealer (Pearce et al., 2023).

Genopretning af en naturlig græsningsfunktion vil i de fleste tilfælde omfatte en genudsætning af store planteædere, der er forsvundet fra landskabet. Planteædere er forskellige i deres fødevalg, foretrukne habitat, vægt, fordøjelse, gødning osv. Forskellige arter af dyr bidrager derfor forskelligt til biodiversiteten. I store områder kan ekstensive racer af kvæg og heste med fordel suppleres med arter som f.eks. bison, bæver, elg, vandbøffel eller vildsvin, der udfylder andre nicher og som tidligere også har været helt almindelige i Nordeuropa (Fløjgaard et al., 2021; Pearce et al., 2023).

På de våde naturtyper er græsning også en naturlig proces. Mange af de store planteædere, selv husdyr, kan klare at græsse i våd natur, hvis de også har adgang til tørre, højere liggende arealer. Etablering af græsning må dog ikke bruges som påskud for at afvande vådområderne, da de naturlige hydrologiske forhold ligeledes er afgørende for naturudviklingen (se tidligere afsnit). Her handler det om at finde nogle dyr, som egner sig til det vådere miljø.



Figur 8. Asiatisk vandbøffel ko (*Bubalus bubalis*) og sin nyfødte kalv fra Kragelund Mose. Foto: Emil Skole Læsøe, SEGES Innovation.

I den forbindelse er det værd at overveje at udsætte vandbøfler evt. samgræssende med heste og/eller kvæg. Som erstatning for den oprindelige uddøde europæiske vandbøffel (*Bubalus murrensis*) kan man anvende den asiatiske vandbøffel (*Bubalus bubalis*) (Fløjgaard et al., 2021).

Selvom det kan lyde eksotisk at anvende en asiatisk vandbøffel under Nordeuropæiske himmelstrøg, så anvendes den asiatiske vandbøffel allerede i flere naturprojekter rundt om i landet bl.a. i Geding-Kasted mose udenfor Århus og i Kragelund Mose ved Vejen.

Flere europæiske studier har undersøgt effekten af den asiatiske vandbøffel i vådområder. Her beskrives vandbøflen som værende hårdfør med et minimumskrav til pasning (Georgoudis et al., 1999). I et tysk studie (Bulbabus projektet i Østtyskland har de undersøgt effekten af vandbøfler på meget våde steder, hvor kvæg eller andre tamdyr ikke kan græsse. De rapporterer, at moderat græsning med vandbøfler har gavnlige effekter på fugle, padder, vegetationen og insekter i de pågældende vådområder (Karrer et al., 2010).

I et naturligt græsningssystem er det fødemængden hen over året og særligt i vinterperioden, der er afgørende for, hvor mange dyr der er plads til i et system. Selv om der er

rovdyr til stede i økosystemerne har de ikke en afgørende betydning for den samlede mængde af planteædere. Rovdyrene kan dog have en betydning for fordelingen af de forskellige planteædere, hvor der er sker en forskydning mod de store arter som f.eks. bison, som er mere modstandsdygtig overfor prædation fra rovdyr.

Forskere har vurderet, hvad der er et naturligt græsningstryk under danske forhold. Vurderingen er, at danske økosystemer kan understøtte en tæthed på 50-250 kg/ha. Intervallet er et udtryk for, at der er stor variation inden for de forskellige økosystemer, hvor de næringsfattige klitheder kan understøtte færre dyr end de mere næringsrige enge i ådalene (Fløjgaard et al., 2017, 2021).

4.2 Forvaltningsstrategier

Når der i forvaltningen benyttes store græssende dyr eller maskiner, har det til formål, at efterligne de manglende vilde planteædere. Det er i den sammenhæng ikke ligegyldigt, hvordan plejen udføres.

Traditionelt har det i Danmark og resten af Europa været kvægholdere, som har græsset naturarealer som led i husdyrproduktionen. Dette har ledt til, og gør det stadig, at sommergræsning med opstaldning i vinterhalvåret er den mest udbredte pleje af de Nordeuropæiske naturarealer. Men fordi græsningen ofte foregår som led i en kvægproduktion, er det standard praksis at benytte høje tætheder omkring 400-1000 kg dyr pr. hektar af høj-intensive dyr på naturarealerne. Dette er væsentligt over det naturlige græsningstryk, som ligger mellem 50-250 kg/ha (Fløjgaard et al., 2017, 2021).

Dette resulterer i en intensiv græsning igennem en relativt kort periode midt i vegetationens vækstsæson (maj til september) (Bonavent et al., 2023) og resulterer i en overgræsning af arealet, hvor man risikerer, at vegetationen bides ned, så der ikke er levesteder og blomsterressourcer til insektfaunaen. Der er derfor stor forskel på, i hvor høj grad de forskellige plejemetoder reelt efterligner den naturlige græsning fra vilde planteædere. Jo mere plejen kan efterligne et naturligt græsningssystem, jo flere positive effekter for biodiversiteten vil man kunne forvente.

Helårsgræsning, hvor dyrene får lov at leve så vildt som overhovedet muligt, anbefales som den bedste tilnærmelse til naturlig græsning. Ekstensiv helårsgræsning på store arealer er desuden også opgjort som den mest rentable driftsform, hvis man baserer sin naturforvaltning på landbrugsrelaterede støtteordninger (Dubgaard & Fødevarerøkonomisk Institut, 2012; Vesterlund et al., 2022)

Resultater fra det danske forskningsprojekt på Molslaboratoriet, hvor Galloway-kvæg og Exmoor-ponyer går ude året rundt, viser effekten af helårsgræsning på vegetationen sammenlignet med andre forvaltningsstrategier: vintergræsning, sommergræsning, slå-

ning og ingen forvaltning. Undersøgelsen er lavet ved at benytte frahegninger, der er åbne for græsning på forskellige tidspunkter af året. Resultaterne viste, at græsning generelt gav en større planterigdom, end arealer der blev slået og eller var helt uden forvaltning. Både helårsgræsning og vintergræsning resulterede i flere unikke plantearter (plantearter der er mindre hyppige), end der blev observeret ved sommergræsning. Dette viser vigtigheden af, at der i vinterperioden bliver spist op, så førnelaget fjernes, og der kan komme lys til jordbunden i foråret (Bonavent et al. 2023).

Effekterne af helårsgræsning understøttes af et andet studie, hvis resultater viser klare positive effekter på vegetationen grundet helårsgræsning med ekstensive kvæg- og hesteracer på næringsfattige naturarealer. Resultater fra studiet viste, at græsningstypen øgede andelen af bar jord, planterigdommen og antallet af sjældne plantearter (Rupprecht et al., 2016).



Figur 9. Græssende Galloway-kvæg på Læsø. Foto: Emil Skole Læsøe, SEGES Innovation.

Selv om resultater fra studier med helårsgræsning tydeligt peger på, at denne forvaltningsform er den mest effektive til at bevare og forbedre biodiversiteten, er det ikke altid muligt at lade dyrene gå ude hele året rundt.

På små og ensartede naturarealer vil det ofte være svært at leve op til kravene til god dyrevelfærd. Der kan være udfordring med tilstrækkelig fødemængde til dyrene, og på

meget våde og ensartede arealer kan det være en udfordring at finde naturligt ly og læ med tørt leje. Er det ikke muligt at udvide naturområdet, så dyrenes behov året rundt kan opfyldes, gælder det om at prøve at tilpasse forvaltningen, så principperne for helårsgræsning efterlignes mest muligt. Det gælder om at have et lavt naturligt dyretryk i sommerperioden og samtidig sikre, at vegetationen spises i bund uden for insekternes aktive periode. Det kan gøres ved at lave græsningssæsonen så lang som muligt eller ved at hæve dyretrykket i en kortere periode i enten det tidlige forår eller det sene efterår. På små tørre arealer kan vintergræsning i en kort periode være et godt bud på en god forvaltning.

Generelle anbefalinger til græsning:

- Græsning på så store og sammenhængende arealer som muligt.
- Medtag så mange forskellige naturtyper som muligt i en hegning – både lysåbne arealer og skove samt våde og tørre arealer.
- Lad dyrene gå ude så stor en del af året som muligt – helst hele året og gerne mere end 9 mdr.
- Undgå overgræsning - benyt et dyretryk på 70-250 kg/ha.
- Sørg for, at arealet bliver græsset i bund uden for sommerperioden, så der ikke ligger et lag af visent græs (førne) på arealerne om foråret.
- Undgå eller begræns brugen af ormemidler.
- Undgå eller begræns tilskudsfodring. Begrænset tilskudsfodring kan være en del af en nødplan for at sikre dyrevelfærden på arealerne.
- Brug gerne flere arter af græssere f.eks. kvæg, heste, geder, grise og vandbøfler.

Forvaltning af dyretrykket

Hvis man anvender reproducerende bestande af græssende dyr, vil dyretrykket på arealerne stige, og der vil blive behov for en strategi for at forvalte bestanden på et niveau, hvor dyrene overholder lovgivningskrav til dyrevelfærd, men hvor dyretrykket er tilstrækkeligt højt til at sikre effekterne på biodiversiteten.

Ved reaktiv forvaltning forsøger man at finde den mest naturnære regulering ved dyretrykket, ved at lade arealet bestemme, hvor mange dyr der er mad til. Det gør man ved at lade dyrene gå på arealet, så længe de har det godt og kan overholde alle krav i forhold til dyrevelfærd. Det kræver, at man opstiller nogle kriterier for, hvornår dyrene ikke længere overholder kravene til god dyrevelfærd, som er baseret på dyrenes huld og adfærd. Falder dyrene for disse kriterier, skal de fjernes fra arealet. Da dyrene tages ud på det tidspunkt, de er tyndest, vil denne forvaltningsmetode betyde, at dyrene ikke kan bruges til kødproduktion. Har man mulighed for det, kan dyrene flyttes til et andet naturareal.

Ved reaktiv forvaltning opnår man et kendskab til arealernes reelle bæreevne, og man vil have en fluktuerende bestand, hvor der nogle år er flere dyr på arealet end andre år. Det

betyder, at der over tid er en dynamik på arealet. Udfordringen ved reaktiv forvaltning er at få lagt det rigtige niveau for, hvornår dyrene ikke længere overholder kravene til god dyrevelfærd og få udtaget dyrene inden dette niveau.

Ved proaktiv forvaltning laver man i stedet en vurdering af arealet og giver et sandsynligt gæt på, hvad arealets bæreevne er. I perioder hvor dyrene er i god foderstand, som f.eks. efter sommerens overflod, kan man så udtage de dyr, der ligger over arealets bæreevne. Disse dyr kan enten flyttes til et andet areal eller slagtes og bruges til kødproduktion. Da der er stor forskel på danske vintre, vil det aldrig på forhånd kunne afgøres 100 %, hvor mange dyr der er foder til over en vinter. Derfor er det helt nødvendigt at have en nødplan, hvis føden slipper op. En nødplan kan gå ud på, at man tager dyrene på stald, at man i en periode flytter dem til et andet areal, eller at man tilskudsfoeder dyrene i en periode eller kombinationer heraf.

Udfordringen ved proaktiv forvaltning er at vurdere arealets bæreevne. Hvis man sætter væsentligt færre dyr på et areal, end der reelt er føde til i helårsgræsning, kan det medføre en risiko for undergræsning, hvorved man ikke opnår en optimal effekt for biodiversiteten. På de fleste arealer kan det være en tommelfingerregel at starte i den lave ende med ca. 100 kg. dyr/ha. Man kan derefter justere, til man finder det rette niveau i forhold til biodiversiteten under hensyntagen til, at der er føde nok til at opretholde en god dyrevelfærd.

Græsnings langs vandløb

Der er mange eksempler på at optræning af brinker fra kreaturer har resulteret i stor sandvandring i vandløb, som kan dække vigtige gydebanks for fisk som ørrede og laks. Derfor er der flere steder praksis at kommuner med hjemmel i vandløbsloven kræver vandløbene frahegnet med mulighed for anlæg af faste vandstedsteder. Det løser problemet med sandvandring, men fjerner muligheden for at afgræsse brinkerne og dermed den naturlige dynamik der er mellem vandløb og de tilstødende naturarealer. Ofte er problemet størst med et højt dyretryk, mens det ved mange vandløb ikke vil være udfordringer ved et naturligt lavt dyretryk. Kommunen kan dispensere fra vandløbsloven, så det er en god ide at tage kontakte hertil, hvis man ønsker at etablere græsning uden frahegning af vandløb.

4.3 Tilgroning af næringsrige lavbundsarealer

På lavbundsarealer, hvor det ikke er muligt at genoprette en lav koncentration af næringsstoffer, kan man ikke forvente, at der vil indfinde sig et værdifuldt plantesamfund (Moeslund et al., 2023). Er det heller ikke muligt inden for en kortere årrække at nedbringe næringskoncentrationen vha. høslæt (årsagen kan være vedblivende tilløb af næringsrigt grundvand), kan det være en løsning at tillade, at arealerne gror til i træer og buske. Der har i naturforvaltningen i mange år været stort fokus på at bevare de lysåbne natur-

typer og de tilknyttede sjældne plantearter, der er afhængige af de lysåbne forhold. Det gælder f.eks. mange af naturtyperne i EU's Habitat Direktiv. Tilgroning med træer og buske har dog vist sig at have en stor betydning for diversiteten af artsgrupper som f.eks. mosser, svampe og leddyr m.m. Her bidrager vedplanterne både med substrat for epifytiske arter og med plantemateriale til planteædere og nedbrydere (Brunbjerg et al., 2022).



Figur 10. Pilekrat med lav vegetation i et næringsrigt moseområde. Foto: Emil Skole Læsøe, SEGES Innovation.

Et nyere dansk studie har overraskende vist, at der også er lige så mange sjældne planter på fugtige arealer under tilgroning, som der er på lysåbne arealer. Det betyder ikke nødvendigvis, at de sjældne arter, der kræver lys, ikke forsvinder ved tilgroning, men enten at artstabet er relativt begrænset/forsinket eller, at arterne bliver erstattet af andre lige så sjældne arter (Brunbjerg et al., 2022).

Studiet viste også, at der som ventet var en negativ effekt af næringsindhold i forhold til antallet af sjældne planter, men at denne effekt var væsentlig større på de lysåbne arealer end i de mere tilgroede arealer. Det kan skyldes, at når træer og buske skygger for vegetationen, har de store konkurrencestærke plantearter ikke samme mulighed for at dominere i urtefloraen, og derved bliver der plads til andre arter.

Generelt må man forvente den højeste diversitet på områder, der præges af forskellige tilgroningsstadier, dog er det vigtigt, at de mest næringsfattige områder med naturlig værdifuld kærvegetation holdes lysåbnet, for at bevare de sjældne arter tilknyttet disse naturtyper. For at undgå en total tilgroning kan man med fordel afgræsse områderne i det omfang, det er muligt med et naturligt lavt græsningstryk. Det vil vedligeholde lysninger og bidrage til en mere differentieret tilgroning med stor variation i tilgroningsstadierne. I områder der ikke er velegnede til helårsgræsning med naturligt lavt græsningstryk, kan passiv rewilding, hvor områderne overlades til fri succession ofte være et bedre tiltag for biodiversiteten end en årlig slåning eller intensiv sommergræsning (Brunbjerg et al., 2022).

Man skal være opmærksom på, at naturlig tilgroning ikke altid er lovligt. I lov om drift af landbrugsjorder er det et krav, at man har rydningspligt på farbare arealer, hvilket betyder at man skal fjerne opvækst af træer og buske, der er mere end 5 år gamle. Rydningspligten bortfalder, hvis almindelige landbrugsmaskiner ikke kan køre på arealerne. Der kan også være krav til rydning af arealer, hvor der modtages landbrugsstøtte i form af grundbetaling.

4.4 Forvaltning af hydrologi og vandløb

Mange af Danmarks vandløb og ådale er blevet påvirket negativt af menneskelige aktiviteter, som har ændret deres naturlige form, funktion og dynamik. Nogle af de mest almindelige fysiske påvirkninger er vandløbsregulering, dræning, opdyrkning, grødeskæring og oprensning.

I forhold til vandløbsregulering er dette foregået ved at vandløbene er blevet udrettet, indsnævret, fordybet eller opdæmmede for at forbedre afvanding, sejlads, vandforsyning eller energiproduktion. Dette har ført til tab af levesteder, ændring af vandføring og sedimenttransport, forringelse af vandkvalitet og øget erosion og oversvømmelse. Vandløbsreguleringen har ydermere ført til at bagvande i høj grad er forsvundet fra ådalene. Bagvande er defineret som de våde plamager, som opstår når mæanderbuer afsnøres, og der skabes mere stillestående vande. Den naturlige succession bevirker, at der er stor både tidlig og rumlig dynamik i de levesteder, der opstår i ådale i tilknytning til bagvande.

Derudover er ådalene blevet drænet og opdyrket for at øge landbrugsproduktionen eller byudviklingen. Dette har ført til tab af vådområder, ændring af hydrologi og jordbund, forringelse af biodiversitet og øget næringsstofudvaskning, samt forurening. Dertil bliver vandløb i dag grødeskåret og oprenset for at fjerne planter og sediment, der kan hindre vandstrømmen.

Sikring af naturlige vandløbsprocesser og derved en naturlig ådal indbefatter, at man opfører eller begrænser grødeskæring og oprensning af vandløbet. På den måde sikrer man, at erosions- og depositionsprocesser får lov til at virke og med tiden skabe mæanderbuer og bagvande.

For at forvalte vandløb og ådale til gavn for natur og biodiversitet er det nødvendigt at gendanne og bevare deres naturlige form, funktion og dynamik. Dette kan gøres ved at implementere en række forvaltningstiltag, som kan tilpasses til de lokale forhold og behov. Nogle af de mest effektive og anbefalede forvaltningstiltag i forhold til naturlig hydrologi er vandløbsrestaurering. Dette er et forvaltningstiltag, der sigter mod at bringe vandløbet tilbage til en mere naturlig tilstand ved at genskabe eller forbedre dets fysiske, kemiske og biologiske egenskaber. Vandløbsrestaurering kan omfatte forskellige metoder såsom at genslynge vandløbet, fjerne spærringer, tilføre grus eller sten, genetablere vegetation eller skabe gyde- eller levesteder.

Et tiltag som mange lodsejere og landmænd er bekendt med, er grødeskæring. Grødeskæring har en stor negativ betydning for diversiteten af vandløbsvegetation. Grødeskærer man et vandløb mere end 1 gang årligt, kan det medføre en markant nedgang i antallet af plantearter i vandløbet. Bevarelse af vandplanter i og omkring vandløbet er afgørende for sikring af forskellige levesteder for smådyrssamfundene og dermed også højere diversitet af smådyr (Schou, 2017).

Derudover så skaber vandplanter også variation i vandhastigheder og substratsammensætning og mindsker sedimenttransport. Ligeledes vil varierende plantesamfund også bidrage til øget habitatkvalitet for forskellige arter af fisk. Dog sikrer ophør af grødeskæring ikke alene, at et habitat også kan bruges som gydehabitat. Fiskearter som f.eks. ørred og lampretter har brug for gydegrus bestående af småsten. Slutteligt bidrager vandplanter også til en større omsætning af kvælstof fra nitrat til frit kvælstof via denitrifikationsprocessen (Veraart et al., 2014). Det anbefales derfor, at man ophører med at grødeskære. Et alternativ til ophør af grødeskæring kan dog være selektiv grødeskæring. Her kan man bestræbe at lade den tilbageværende grøde fremme den fysiske variation (Astrup Kristensen et al., 2014).

5 EKSEMPLER PÅ FORVALTNING AF NATURAREALER

Der gennemføres mange naturprojekter i Danmark. Hvert år gennemføres en række forskellige private og statslige projekter med varierende fokus på natur og biodiversitet. Blandt de største bidragsydere til finansiering af naturprojekter er EU's LIFE Program. Indenfor delprogrammet LIFE Natur og Biodiversitet er der siden 1992 og frem til 2023 i Danmark medfinansieret 43 natur- og biodiversitetsprojekter. I alt er der investeret 100

mio. euro hovedsageligt i genoprettelse af habitatdirektivets naturtyper (European Commission, 2023).

Som i mange andre tilfælde er det vigtigt, at projekternes udførelse- og forvaltningstiltag baseres på faktisk viden og erfaring. Den faktuelle viden får vi fra grundforskning, men også i høj grad via erfaringsudveksling fra tidligere projekter. I den forbindelse skal vi kunne lære af vores erfaring fra tidligere natur- og genopretningsprojekter og udnytte den viden til at skabe en "best-practice" tilgang. Dette er ikke tilfældet i langt de fleste af samtidens gennemførte naturprojekter (Cooke et al., 2019). Dette skyldes delvist, at man ikke tænker løbende monitorering ind i budgettet, og at de fleste genopretningsprojekter ikke er mere end 5-10 år gamle (Wortley et al., 2013). Derudover skal vi øge viden om de succesfulde målsætninger. Er de indikatorer, som anvendes som målsætninger for succesfuld gennemførelse af naturprojekter retvisende for en langsigtet genopretning og bevarelse af de pågældende økosystemer.

Skal succesraten for genopretningsprojekter forøges, kræver det, at genopretningsprojekter sker i tæt samarbejde med forskningen. Investering i gennemførelse af natur- og genopretningsprojekter skal derfor indbefatte et budget, som gør det muligt løbende at monitorere arealer i forhold til de indsatser, man har gennemført (Cooke et al., 2019). Dette gælder i særdeleshed efter, at projekterne er afsluttet, da der ofte går flere år, fra et projekt er afsluttet, til det er muligt at måle på resultatet.

5.1 EU-LIFE Clima-Bombina, Knudshoved Odde

5.1.1 Overordnet om projektet

EU-LIFE Clima-Bombina er et eksempel på et naturbevarings- og genopretningsprojekt, som løber fra 2019-2023 og som hovedsageligt er finansieret af EU's LIFE Nature pulje. Det samlede projekt foregår i tre projektområder: 1) Knudshoved Odde i Vordingborg Kommune på 280 hektar, 2) Sehlendorfer i Tyskland på 257 hektar og 3) North Wagrien i Tyskland på 55 hektar. Projektområdet på Knudshoved Odde er på samlet 280 hektar, som består af 100 hektar eksisterende natur og 180 hektar, som er det primære projektområde, som består af en mosaik af ældre landbrugsarealer.

5.1.2 Målsætninger i projektet

Projektets hovedmål er at opnå gunstig bevaringsstatus for klokkefrø og bidrage til at opnå gunstig bevaringsstatus for 7 padder, 1 krybdyr, 4 fuglearter og 9 habitatnaturtyper. Dette gør man konkret ved at forbedre og skabe nye levesteder for de 7 padderarter og ét krybdyr omfattet af habitatdirektivets Bilag IV: Grønbroget tudse, Strandtudse, Løgfrø, Løvfrø, Springfrø, Spidssnudet frø og Stor vandsalamander samt Markfirben. Dertil vil man sikre gunstig bevaringsstatus specifikt for Klokkefrøen i Natura 2000-området inden-

for 5-10 år ved at øge bestanden fra 350 til 2.000 individer. For at styrke Klokkefrøbestandene i projektområdet og for at skabe en reservebestand af de allermest truede og fåtallige arter, etableres der et supplerende opdrætsprogram for padder i projektet. Padderne kommer kun fra Knudshoved og udsættes i nye vandhuller. I projektet opformeres ligeledes markfirben, der også udsættes på nyetablerede levesteder. Slutteligt vil man forbedre og ny-etablere leve- og rasteområder for fuglearten klyde, rødrygget tornskade, spidsand og havterne. Dertil vil man i projektet også bekæmpe prædatorer og invasive arter.

5.1.3 Genopretningstiltag

Genopretningsdelingen i projektet består primært i at få konverteret 110 hektar tidligere landbrugsjord om til natur, tilsvarende med det man finder på de 100 hektar allerede eksisterende naturarealer. I forhold til genopretningstiltag har man arbejdet med etablering af den naturlige hydrologi i området, hvilket konkret har omfattet lukning af to pumpestationer, fjernelse af dræn og brønde. Derudover vil man igennem gravearbejde skabe omkring 30 nye vådområder og vandhuller på de tidligere landbrugsområder.

I forhold til genopretning af den naturlige vegetation har man sat som målsætning i projektet at forbedre og nyetablere arealer med 9 habitatnaturtyper. Dette gør man bl.a. med indsatser på eksisterende naturtyper samt ved at konvertere den tidligere landbrugsjord om til habitatnatur. For hurtigere at opnå en naturlig vegetation på de tidligere landbrugsjorder har man aktivt høstet og udsået frø samt naturtørv fra lokale donerarealer tilsvarende med områdets primære habitatnaturtyper, som er: kalkoverdrev, kalksandsoverdrev, surt overdrev, grå-grøn klit, strandenge, tidvis våd eng og tre sø-naturtyper. Dertil har man etableret helårsgræsning med hårdføre Exmoor-ponyer og Galloway-kvæg, samt genudbragt 600 store kampesten på de tidligere dyrkede marker.

Høst af frø og hø

Der blev foretaget en forårs- efterårshøst. Dette gjorde man for at få frø fra både tidlige og sen-blomstrende arter. Størstedelen af indsamlingen af frø foregik ved maskinel høst. Derudover foretog man en manuel indsamling af frø fra 30 lokale sjældne plantearter som optræder på tør overdrev. Dette gjorde man primært, fordi planterne enten voksede et ufarbart sted, eller fordi planterne havde en lav vækst og derfor ikke kunne opsamles af en maskine. Forårshøsten blev udført på donorealerne d. 4. juni og fortsatte til d. 27. juni. Donorealerne blev høstet pletvist, hvor man lod 2-5% af donorearealet være urørt for at undgå at beskadige de nuværende plantesamfund. Hertil brugte man en traktortrukket Grønthøster med opsamlervogn.



Figur 11. Høst af frø på donorareal med en traktortrukket grønthøster med opsamlervogn Foto: Carsten Horup, Vordingborg Kommune.

Efter høsten blev frø og hø kørt direkte til de nærliggende tørrehaller for derved at undgå fermentering af det afklippede frø og hø. Det afklippede materiale blev fordelt på gulvet i tørrehallerne (almindelig lade) og vendt manuelt hver anden dag i omkring 14 dage. Efter tørring er høet blevet kørt igennem en mejetærsker, og på den måde er frø skilt fra frøstande. Halmen er efterfølgende blevet presset/spredt ud for at få alle frøene med. Efterårshøsten startede d. 15. august og fortsatte til d. 15. september. Denne proces foregik i stedet med en mini-mejetærsker. Herefter det afklippede materiale blev tørret på samme måde som forårshøsten.

Udsåning af frø

Udgangspunktet for alle de tidligere landbrugsjorder har været rajgræsmarker. Man har derfor inden udsåning af de indsamlede frø forberedt jorden ved hhv. pløjning og/eller harvning. Alle harvninger er foregået løbende fra april til udsåning i oktober, dvs. 5-10 gange pr. sæson. Jorden er altså holdt bar – ”sortbrak”. Formålet hermed har været at mindske ukrudtsfrøpuljen i jorden og give de udsåede arter en konkurrencefordel. Inden udsåningen af de ”vilde” frø blev vinterrug tyndt udsået som dækafgrøde. Udsåning af vinterrug i tyndt udlæg havde tre funktioner: Dels skulle rugen skabe læ for de nye spirer (Knudshoved er meget vindpåvirket og flere af jordene er sandede), og dels skulle rugen give læ og mere fugtigt mikroklima for frøplanterne det første år. Sidst er rug også valgt, fordi den fungerer godt som værtsplante for skjaller, som blev udsået i stor stil for at mindske græsvæksten på arealerne. Skjaller-planter, der snylter på rug, bliver rigtig store og sætter mange frø.



Figur 12. Fugtig mineralsk jord blandet op med donorarealernes frø blev spredt på de tidligere landbrugsjorder vha. en gødningsspreder Foto: Carsten Horup, Vordingborg Kommune.

Den primære plan var at så frøene vha. en såmaskine, men frøene var ikke sigtet fint nok, hvilket resulterede i, at materialet klumpede sig sammen i maskinen. I stedet blandede man frøene op med fugtig mineralsk jord (sand) og spredte frøblandingens vha. en gødningsspreder. Efter såning blev de nysåede områder tromlet med en såningsmaskine for at sikre, at frøene blev presset ned i jordoverfladen. På nogle af de mere ufarbare jorde, som ikke har været jordbehandlede, blev frøene håndsåede ved at blande frøene med spande af sand og derefter sprede dem ud på arealet.

5.1.4 Projektets foreløbige resultater

På projektets officielle hjemmeside kan man læse om de foreløbige resultater ([Link til hjemmeside](#)). To år efter udsåning af lokalt indsamlede naturfrø kunne man i foråret 2022 begynde at se blomstrende overdrevarsarter på de tidligere landbrugsarealer. Derudover kunne man i 2022 også konstatere, at bestanden af klyder, som var en af projektets målarter, er gået fra 0 til 39 ynglepar på de nyetablerede yngle-øer. Dertil har en flagermusundersøgelse i samme år vist, at 7 arter af flagermus fouragerede over de nye overdrev og vådområder i projektområdet.

De foreløbige resultater viser, at det er muligt at få etableret en artsrig vegetation af blomstrende urter på de tidligere landbrugsarealer. Mange af arterne er spiret frem og har etableret sig godt.



Figur 13. De tidligere landbrugsarealer, hvor der to år forinden er spredt håndindsamlede frø, stod i august 2023 i fuldt blomsterflor Foto: Carsten Horup, Vordingborg Kommune.

5.2 Ny natur på mindre arealer

5.2.1 Overordnet om projektet

Klostergård Natur er en 27 ha stor ejendom, der ligger midt i et meget naturrigt område, tæt ved Gudenåen. Ejendommens arealer omfatter tidligere omdriftsarealer, tidligere plantage, beskyttet natur og gammel fredskov. Arealerne ligger i tilknytning til eksisterende og meget værdifulde naturområder, da ejendommen ligger delvist inden for et Natura 2000-område med habitatnaturtyper, herunder kan både nævnes; stilkeg og rigkær. Alle ejendommens tidligere omdriftsarealer og arealer med granplantage er udlagt til varig natur. Arealerne bliver græsset ekstensivt med heste og geder.

5.2.2 Målsætninger

Klostergård Natur råder over meget varierede arealer på meget næringsfattig jordbund. Ejerne har et mål om at genoprette naturen for at højne biodiversiteten og skabe flere levesteder på de tidligere dyrkningsarealer samt på de eksisterende naturarealer. Der er et tæt samarbejde med kommunen i forhold til naturgenopretningen på arealerne, og kommunen har blandt andet hjulpet med at søge midler til opsætning af hegn på arealerne.

5.2.3 Genopretningstiltag

Da ejerne af Klostergård Natur overtog ejendommen efteråret 2020, var der plantage på en del af arealerne, og på den største sammenhængende mark var der lige høstet rug. Stubben fik lov at stå. Midt i december blev hovedparten af nåletræerne i plantagen fældet, enkelte blev veteraniseret, mens løvtræerne fik lov til at blive stående. Der blev sat hegn i løbet af vinteren, og i januar 2021 blev der sat ekstensive heste på arealerne. I september 2022 blev der også sat geder på arealet. Arealerne er fysisk opdelt mellem 4 folde. For at fastholde en passende flokstruktur flyttes dyrene mellem foldene, da det ikke har været muligt at lave én stor fold, grundet veje der gennemskærer området.

5.2.4 Foreløbige resultater

Arealerne har udviklet sig overraskende positivt. Allerede i foråret og sommeren 2021 i den første blomstringssæson var den tidligere rugmark ét stort blomsterflor.



Figur 14. Den tidligere rugmark i juni, 2022 to år efter, at marken er blevet udtaget fra produktion Foto: Heidi Buur Holbeck.

Arealet var forholdsvis ensartet i artssammensætning. I foråret og sommeren 2022, efter ét år med helårsgræsning, er der allerede fundet flere fine arter på det tidligere dyrkede areal. Der er blandt andet registreret: harekløver, bakke-nellike, gul evighedsblomst og blåhat. Særligt udbredt er alm. kongepen, høgeskæg, ager-stedmoder, hejrenæb, blå-

munke, alm. rødknæ og håret høgeurt, som breder sig ud over hele arealet. Men der hvor det bliver rigtig interessant er, at der i 2023, efter to år med græssende dyr på arealet, er fundet 26 forskellige arter af dagsommerfugle, hvoraf flere er rødlistede.

6 LITTERATURLISTE

- Andersen, D. K., & Baatrup-Pedersen, A. (2016). *Hvad gør sedimentaflejring ved vegetationen i ådalene?*
- Andersen, H. E., Rubæk, G. H., Hasler, B., & Jacobsen, B. H. (2020). *VIRKEMIDLER TIL REDUKTION AF FOSFORBELASTNINGEN AF VANDMILJØET*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 284 s. - Videnskabelig rapport nr. 379 . <http://dce2.au.dk/pub/SR379.pdf>
- Astrup Kristensen, E., Jepsen, N., Nielsen, J., & Koed, A. (2014). *VIRKEMIDLER TIL FORBEDRING AF DE FYSISKE FORHOLD I VANDLØB AARHUS UNIVERSITET DCE-NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI AU*.
- Baatrup-Pedersen, A. (2021). *Vandområdeplaner og basisanalyse*. <https://bios.au.dk/forskningraadgivning/>
- Baumane, M., Zak, D. H., Riis, T., Kotowski, W., Hoffmann, C. C., & Baatrup-Pedersen, A. (2021). Danish wetlands remained poor with plant species 17-years after restoration. *Science of the Total Environment*, 798. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149146>
- Bilton, D. T., Mcabendroth, L. C., Nicolet, P., Bedford, A., Rundle, S. D., Foggo, A., & Ramsay, P. M. (2009). Ecology and conservation status of temporary and fluctuating ponds in two areas of southern England. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 19(2), 134–146. <https://doi.org/10.1002/aqc.973>
- Biodiversitetsrådet. (2022). *Fra tab til fremgang : beskyttet natur i Danmark i et internationalt perspektiv*. Biodiversitetsrådet.
- 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*, 26(1), e12718. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/avsc.12718>
- 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.
- 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 wetland restoration under eutrophic conditions. *BioRxiv*, 2022.02.24.481733. <https://doi.org/10.1101/2022.02.24.481733>
- Cooke, S. J., Bennett, J. R., & Jones, H. P. (2019). We have a long way to go if we want to realize the promise of the “Decade on Ecosystem Restoration.” *Conservation Science and Practice*, 1(12). <https://doi.org/10.1111/csp2.129>
- Cusell, C., Mettrop, I. S., Loon, E. E. Van, Lamers, L. P. M., Vorenhout, M., & Kooijman, A. M. (2015). Impacts of short-term droughts and inundations in species-rich fens during summer and winter: Large-scale field manipulation experiments. *Ecological Engineering*, 77, 127–138. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.01.025>
- Diggelen, van, & Joseph, M. (1997). *Competition as a factor structuring species zonation in riparian fens-a transplantation experiment*.
- Dubgaard, Alex., & Fødevareøkonomisk Institut. (2012). *Økonomiske analyser af naturplejemetoder i beskyttede områder*. Fødevareøkonomisk Institut.

- Ejrnæs, R., Andersen, D. K., Baattrup-Pedersen, A., Damgaard, C. F., Nygaard, B., Dybkjær, J. B., Christensen, B. S. B., Nilsson, B., & Johansen, O. (2010). *Hydrologiske og vandkemiske forudsætninger for en god naturtilstand i grundvandsafhængige terrestriske økosystemer*. <https://vbn.aau.dk/da/publications/hydrologiske-og-vandkemiske-foruds%C3%A6tninger-for-en-god-naturtilsta>
- Ejrnæs, R., Bladt, J., Moeslund, J., & Kirstine Brunbjerg, A. (2021). *BIODIVERSITET-SKORTETS BIOSCORE. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 20 s. - Videnskabelig rapport nr. 456*. <https://dce2.au.dk/pub/SR456.pdf>
- Ejrnæs, R., Højgård Petersen, A., Bladt, J., Henrik Bruun, H., Erenskjold Moeslund, J., Wiberg-Larsen, P., & Rahbek, C. (2014). *Biodiversitetskort for Danmark. Udviklet i samarbejde mellem Center for Makroøkologi, Evolution og Klima på Københavns Universitet og Institut for Bioscience ved Aarhus Universitet. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 96 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 112*. <https://dce2.au.dk/pub/sr112.pdf>
- Ejrnæs, R., Kappel, D., Baattrup-Pedersen, A., Frølund, C., Nygaard, B., Bøhme, J., Stenhøj Baun, B., Nilsson, B., & Johansen, O. (2010). *Hydrologiske og vandkemiske forudsætninger for en god naturtilstand i grundvandsafhængige terrestriske økosystemer, 30 s*. http://www.natlan.dk/Baggrund%20projekter/NaNuDrive/Hovedrapport_NaNuDrive_med%20sammendrag_31012018__final.pdf
- Ejrnæs, R., Nygaard, B., Kjær, C., Baattrup-Pedersen, A., Kirstine Brunbjerg, A., Clausen, K., Fløjgaard, C., S Hansen, J. L., D Hansen, M. D., Eske Holm, T., Just Johnsen, T., & Sander, L. (2021). *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>
- Emsens, W.-J., Aggenbach, C. J. S., Smolders, A. J. P., Zak, D., & van Diggelen, R. (2017). Restoration of endangered fen communities: the ambiguity of iron–phosphorus binding and phosphorus limitation. *Journal of Applied Ecology*, 54(6), 1755–1764. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2664.12915>
- Erdos, L., Gallé, R., Körmöczi, L., & Bátori, Z. (2013). Species composition and diversity of natural forest edges: Edge responses and local edge species. *Community Ecology*, 14(1), 48–58. <https://doi.org/10.1556/ComEc.14.2013.1.6>
- Erdős, L., Krstonošić, D., Kiss, P. J., Bátori, Z., Tölgyesi, C., & Škvorc, Ž. (2019). Plant composition and diversity at edges in a semi-natural forest–grassland mosaic. *Plant Ecology*, 220(3), 279–292. <https://doi.org/10.1007/s11258-019-00913-4>
- Estrup Andersen, H., Heckrath, G., Onnen, N., Van Oost, K., Bjørn Møller, A., Humlekrog Greve, M., Rolighed, J., Nørgaard, T., Peng, Y., Wollesen de Jonge, L., Vangsø Iversen, B., Mehmandoost Kotlar, A., Florea, A.-F., Zak, D., Christian Bruun, H., Beucher, A., Jes Petersen, R., Thodsen, H., Tornbjerg, H., ... Timmermann, K. (2020). *Fosforkortlægning af dyrkningsjord og vandområder i Danmark*.
- European Commission. (2023). *LIFE Programme in Denmark - Facts and figures*. https://cinea.ec.europa.eu/system/files/2023-03/Denmark_Update_DA_March23_Rev.pdf
- Fløjgaard, C., Buttenschøn, R. M., Bille Byriell, D., Kuhlmann Clausen, 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*. <https://dce2.au.dk/pub/SR425.pdf>

- Garssen, A. G., Baattrup-Pedersen, A., Riis, T., Raven, B. M., Hoffman, C. C., Verhoeven, J. T. A., & Soons, M. B. (2017). Effects of increased flooding on riparian vegetation: Field experiments simulating climate change along five European lowland streams. *Global Change Biology*, 23(8), 3052–3063. <https://doi.org/10.1111/gcb.13687>
- Georgoudis, A. G., Papanastasis, V. P., & Boyazoglu, J. G. (1999). *use of water buffalo for environmental conservation of waterlands - review*. <https://www.animbiosci.org/journal/view.php?number=19541>
- Gilbert, J., Gowing, D., & Wallace, H. (2009). Available soil phosphorus in semi-natural grasslands: Assessment methods and community tolerances. *Biological Conservation*, 142(5), 1074–1083. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.018>
- Glen, E., Price, E. A. C., Caporn, S. J. M., Carroll, J. A., Jones, L. M., & Scott, R. (2017). Evaluation of topsoil inversion in U.K. habitat creation and restoration schemes. *Restoration Ecology*, 25(1), 72–81. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/rec.12403>
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., Lovejoy, T. E., Sexton, J. O., Austin, M. P., Collins, C. D., Cook, W. M., Damschen, E. I., Ewers, R. M., Foster, B. L., Jenkins, C. N., King, A. J., Laurance, W. F., Levey, D. J., Margules, C. R., ... Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2). <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Hoffmann, C. C., & Baattrup-Pedersen, A. (2007). Re-establishing freshwater wetlands in Denmark. *Ecological Engineering*, 30(2), 157–166. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.09.022>
- Hoffmann, C. C., Zak, D., Kronvang, B., Kjaergaard, C., Carstensen, M. V., & Audet, J. (2020). An overview of nutrient transport mitigation measures for improvement of water quality in Denmark. *Ecological Engineering*, 155, 105863. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105863>
- Hofmeister, Erik., & Hofmeister, E. (2004). De ferske vandes kulturhistorie i Danmark . In *De ferske vandes kulturhistorie i Danmark* ([1. oplag].). Aqua Ferskvands Akvarium.
- Höfner, J., Klein-Raufhake, T., Lampei, C., Mudrak, O., Bucharova, A., & Durka, W. (2022). Populations restored using regional seed are genetically diverse and similar to natural populations in the region. *Journal of Applied Ecology*, 59(9), 2234–2244. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2664.14067>
- Hölzel, N., Buisson, E., & Dutoit, T. (2012). Species introduction – a major topic in vegetation restoration. *Applied Vegetation Science*, 15(2), 161–165. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2012.01189.x>
- Horup, C. (2023). *Projektmål i Life Clima-Bombina*. <https://vordingborg.maps.arcgis.com/apps/MapSeries/index.html?appid=a8d3b405047deaf6a1b3d2694e16b>
- Karrer, G., Walentowski, H., Manthey, M., Zerbe, S., Box, E. O., Kowarik, I., Broggi, M., Kiel Jörg Pfadenhauer, versität, Ewald, J., Wald, F., Weihenstephan Albert Reif, F., Grabherr, G., Schmidt, P. A., Grootjans, A., Rolf Schmidt, em, Landschaftsnutzung, F., Ulrich Hampicke, em, Schmidt, W., ProfDr Martin Hermy, gen, ... Vargas, K. (2010). Ecosystem restoration and sustainable management of rivers and wetlands – Introduction to the special issue. In *Landschaftsforschung und Naturschutz* (Vol. 10). <http://www.schaper-verlag.de>

- Kiehl, K., Kirmer, A., Donath, T. W., Rasran, L., & Hölzel, N. (2010). Species introduction in restoration projects – Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. *Basic and Applied Ecology*, 11(4), 285–299. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.004>
- Kotowski, W., Jabłońska, E., & Bartoszek, H. (2013). Conservation management in fens: Do large tracked mowers impact functional plant diversity? *Biological Conservation*, 167, 292–297. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.08.021>
- Kowalczyk, R., Kamiński, T., & Borowik, T. (2021). Do large herbivores maintain open habitats in temperate forests? *Forest Ecology and Management*, 494, 119310. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119310>
- Levin, G. (2016). *Geografiske analyser af § 3-registrerede arealer. Analyser af overlap mellem § 3-registrerede arealer og andre geografiske data. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 47 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 213.* <http://dce2.au.dk/pub/SR213.pdf>
- Lohrum, N., Graversgaard, M., & Kjeldsen, C. (2021). Historical transition of a farming system towards industrialization: A danish agricultural case study comparing sustainability in the 1840s and 2019. *Sustainability (Switzerland)*, 13(22). <https://doi.org/10.3390/su132212926>
- Miljøministeriet. (2023). *Vandområdeplanerne 2021-2027.* Miljøministeriet.
- Moeslund, J. E., Andersen, D. K., Brunbjerg, A. K., Bruun, H. H., Fløjgaard, C., McQueen, S. N., Nygaard, B., & Ejrnæs, R. (2023). High nutrient loads hinder successful restoration of natural habitats in freshwater wetlands. *Restoration Ecology*, 31(7), e13796. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/rec.13796>
- Moeslund, J. E., Arge, L., Bøcher, P. K., Nygaard, B., & Svenning, J. C. (2011). Geographically comprehensive assessment of salt-meadow vegetation-elevation relations using LiDAR. *Wetlands*, 31(3), 471–482. <https://doi.org/10.1007/s13157-011-0179-2>
- Nielsen, L., Bodil Hald, A., & Natur & Landbrug ApS. (2018). *Høst af engbiomasse – naturforbedring, næringsstofopsamling og bioenergi.*
- Nord-Larsen, T., Johannsen, V., Riis-Nielsen, T., Thomsen, I. M., & Jørgensen, B. (2021). *Skovstatistik 2020, Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet, Frederiksberg. 60 s. ill.* https://www.skovforeningen.dk/wp-content/uploads/2021/11/Rapport_Skovstatistik_2020_web.pdf
- Nygaard, B., Oddershede, A., & Thomas Høye, T. (2018). *ERSTATNINGSNATUR-ERFARINGER OG MULIGHEDER. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 186 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 266.* <http://dce2.au.dk/pub/SR266.pdf>
- Pearce, E. A., Mazier, F., Normand, S., Fyfe, R., Andrieu, V., Bakels, C., Balwierz, Z., Bińka, K., Boreham, S., Borisova, O. K., Brostrom, A., De Beaulieu, J.-L., Gao, C., González-Sampériz, P., Granoszewski, W., Hrynowiecka, A., Kołaczek, P., Kuneš, P., Magri, D., ... Svenning, J.-C. (2023). *Substantial light woodland and open vegetation characterized the temperate forest biome before Homo sapiens.* <https://www.science.org>
- Pedrini, S., Gibson-Roy, P., Trivedi, C., Gálvez-Ramírez, C., Hardwick, K., Shaw, N., Frischie, S., Laverack, G., & Dixon, K. (2020). Collection and production of native seeds for ecological restoration. *Restoration Ecology*, 28(S3), S228–S238. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/rec.13190>
- Petersen, M. P., & Vestergaard, P. (2006). *Vegetationsøkologi* (4. udgave). Gyldendal.

- Řehouňková, K., Jongepierová, I., Šebelíková, L., Vítovcová, K., & Prach, K. (2021). Topsoil removal in degraded open sandy grasslands: can we restore threatened vegetation fast? *Restoration Ecology*, 29(S1), e13188. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/rec.13188>
- Rogers, H. S., Donoso, I., Traveset, A., & Fricke, E. C. (2021). Cascading Impacts of Seed Disperser Loss on Plant Communities and Ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 2021, 52, 641–666. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-012221>
- Rupprecht, D., Gilhaus, K., & Hölzel, N. (2016). Effects of year-round grazing on the vegetation of nutrient-poor grass- and heathlands—Evidence from a large-scale survey. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 234, 16–22. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.015>
- Sand-Jensen, K. m. fl. (2017). *Naturen i Danmark : Det åbne land* (P. Vestergaard, Ed.; 2. udgave). Gyldendal.
- Sand-Jensen, Kaj., & Lindegaard, Claus. (2014). *Ferskvandsøkologi* (Kaj. Sand-Jensen & Claus. Lindegaard, Eds.; 2. udgave.) [Book]. Gyldendal.
- Schelfhout, S. (2019). *Restoration of species-rich Nardus grasslands via phosphorus-mining*. <https://www.ugent.be/bw/environment/en/research/fornalab/Publications/phd-stephanie-schelfhout.pdf>
- Schelfhout, S., Mertens, J., Perring, M. P., Raman, M., Baeten, L., Demey, A., Reubens, B., Oosterlynck, S., Gibson-Roy, P., Verheyen, K., & De Schrijver, A. (2017). P-removal for restoration of Nardus grasslands on former agricultural land: cutting traditions. *Restoration Ecology*, 25(S2), S178–S187. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/rec.12531>
- Schou, J. C. (2017). *Danmarks vandplanter*. BFN.
- Sigsgaard, E. E., Olsen, K., Hansen, M. D. D., Hansen, O. L. P., Høye, T. T., Svenning, J. C., & Thomsen, P. F. (2021). Environmental DNA metabarcoding of cow dung reveals taxonomic and functional diversity of invertebrate assemblages. *Molecular Ecology*, 30(13), 3374–3389. <https://doi.org/10.1111/mec.15734>
- Thomassen, E. E., Sigsgaard, E. E., Jensen, M. R., Olsen, K., Hansen, M. D. D., Svenning, J. C., & Thomsen, P. F. (2023). Contrasting seasonal patterns in diet and dung-associated invertebrates of feral cattle and horses in a rewilding area. *Molecular Ecology*, 32(8), 2071–2091. <https://doi.org/10.1111/mec.16847>
- Török, P., Kelemen, A., Valkó, O., Migléc, T., Tóth, K., Tóth, E., Sonkoly, J., Kiss, R., Csecserits, A., Rédei, T., Deák, B., Szűcs, P., Varga, N., & Tóthmérész, B. (2018). Succession in soil seed banks and its implications for restoration of calcareous sand grasslands. *Restoration Ecology*, 26(S2), S134–S140. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/rec.12611>
- van Klink, R., Nolte, S., Mandema, F. S., Legendijk, D. D. G., WallisDeVries, M. F., Bakker, J. P., Esselink, P., & Smit, C. (2016). Effects of grazing management on biodiversity across trophic levels—The importance of livestock species and stocking density in salt marshes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 235, 329–339. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.11.001>
- Vandermoere, S., Van De Sande, T., Tavernier, G., Lauwers, L., Goovaerts, E., Sleutel, S., & De Neve, S. (2021). Soil phosphorus (P) mining in agriculture – Impacts on P availability, crop yields and soil organic carbon stocks. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 322, 107660. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107660>

- Veraart, A. J., Audet, J., Dimitrov, M. R., Hoffmann, C. C., Gillissen, F., & de Klein, J. J. M. (2014). Denitrification in restored and unrestored Danish streams. *Ecological Engineering*, 66, 129–140. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.068>
- Vermeulen, R. (2015). *NATURAL GRAZING Practices in the rewilding of cattle and horses*. <https://www.rewildingeurope.com/wp-content/uploads/2015/07/Natural-grazing-%E2%80%93-Practices-in-the-rewilding-of-cattle-and-horses.pdf>
- Vesterlund, J., Buur, H., Erland, A., Vejle, M., & Sølvér, J. (2022). *Naturforvaltning-praksis, biodiversitet og driftsøkonomi Erfaringer fra fem naturforvalteres potentialer og økonomiske resultater*. http://www.ifro.ku.dk/publikationer/ifro_serier/rapporter/
- Wortley, L., Hero, J. M., & Howes, M. (2013). Evaluating ecological restoration success: A review of the literature. *Restoration Ecology*, 21(5), 537–543. <https://doi.org/10.1111/rec.12028>
- Zak, D., Gelbrecht, J., Wagner, C., & Steinberg, C. E. W. (2008). Evaluation of phosphorus mobilization potential in rewetted fens by an improved sequential chemical extraction procedure. *European Journal of Soil Science*, 59(6), 1191–1201. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01081.x>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.12.030>
- Zak, D., Meyer, N., Cabezas, A., Gelbrecht, J., Mauersberger, R., Tiemeyer, B., Wagner, C., & McInnes, R. (2017b). 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. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.12.030>

SEGES Innovation P/S
Agro Food Park 15
DK 8200 Aarhus N

+45 8740 5000
info@seges.dk
seges.dk

SEGES
INNOVATION