



ERSTATNINGSNATUR – ERFARINGER OG MULIGHEDER

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 266

2018



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

ERSTATNINGSNATUR – ERFARINGER OG MULIGHEDER

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 266

2018

Bettina Nygaard
Andrea Oddershede
Toke Thomas Høye

Aarhus Universitet, Institut for Bioscience



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer: Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 266

Titel: Erstatningsnatur - erfaringer og muligheder

Forfattere: Bettina Nygaard, Andrea Oddershede & Toke Thomas Høye

Institution: Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

Udgiver: Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©

URL: <http://dce.au.dk>

Udgivelsesår: September 2018

Redaktion afsluttet: September 2018

Faglig kommentering: Rasmus Ejrnæs, Ole Roland Therkildsen og Flemming Skov.

Kvalitetssikring, DCE: Jesper Fredshavn

Finansiel støtte: Miljøstyrelsen

Bedes citeret: Nygaard, B., Oddershede, A. og Høye, T.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>

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Sammenfatning: Rapporten beskriver de danske erfaringer med brug af erstatningsnatur i den kommunale og statslige naturforvaltning og i forbindelse med anlægsprojekter. Erfaringerne er indhentet ved litteraturstudier, søgninger på nettet og ved en spørgeskemaundersøgelse i 27 udvalgte kommuner og Naturstyrelsen samt en række infrastrukturprojekter. Der er præsenteret ni cases med udlæg af ny natur på opgivne marker som kompensation for inddraget natur. I rapporten beskrives de vigtigste forhold, der betinger en gunstig naturudvikling, herunder betydningen af en nøje udvælgelse af erstatningsarealer, metoder til udpining af jordbunden, genopretning af de hydrologiske forhold samt assisteret spredning af arter. Endvidere er der en beskrivelse af mulighederne for at anvende erstatningsarealer til at øge arealet med sammenhængende natur. Endelig belyses mulighederne og tidsperspektivet for etablering af overdrev, ferske enge, heder, moser, strandenge, klitter, søer og vandløb samt levesteder for fredede og bilagslistede arter.

Emneord: Erstatningsnatur, naturgenopretning, beskyttet natur, fredede arter, bilagsarter, opgivne marker, udpining, assisteret spredning, samgræsning, afværgehierarki, biodiversity offsetting

Layout: Grafisk Værksted, AU Silkeborg

Foto forside: Brakmarker ved Ravnstrup. Foto: Peter Wind, AU.

ISBN: 978-87-7156-319-1

ISSN (elektronisk): 2244-9981

Sideantal: 186

Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som
<http://dce2.au.dk/pub/SR266.pdf>

Indhold

1	Formål	5
1.1	Naturpakkens aftaletekst	5
1.2	Afgrænsning	6
1.3	Rapportens opbygning	6
2	Centrale koncepter og internationale erfaringer med erstatningsnatur	7
2.1	Afværgehierarkiet	7
2.2	'Biodiversity offsetting' og 'No net loss'	7
2.3	Biodiversitetsenheder til beregning af 'no net loss'	9
2.4	'Biodiversity offset multipliers'	10
2.5	Placering af erstatningsnaturarealer	11
2.6	'Habitat banking' og jordfordeling	11
2.7	Sammenfatning	12
3	Danske erfaringer med erstatningsnatur og ny natur	13
3.1	Metodebeskrivelse	13
3.2	Erstatningsnatur i kommunerne	13
3.3	Større anlægsprojekter	30
3.4	Ny natur på statens arealer	40
3.5	Ny natur i naturgenopretningsprojekter	43
4	Faktorer af betydning for etablering af erstatningsnatur	59
4.1	Udvælgelse af arealer	59
4.2	Abiotiske faktorer	60
4.3	Assisteret spredning	70
4.4	Pleje i form af græsning eller høslæt	78
4.5	Landskabsmæssig sammenhæng	81
5	Udvikling af erstatningsnatur	84
5.1	Generelle betragtninger om tidshorisonter for udvikling af ny natur	84
5.2	Muligheder for udvikling af naturtyper	85
5.3	Muligheder for udvikling af levesteder for specifikke arter	124
6	Sammenfatning	157
6.1	Erstatningsnatur i Danmark	157
6.2	Ny natur på dyrkede marker i Danmark	158
6.3	Hvad ved vi om udvikling af erstatningsnatur?	159
6.4	Naturens erstattelighed	160
6.5	Hvad kendetegner et godt erstatningsareal?	164
6.6	Udviklingen kan hjælpes på vej	165
6.7	Alternative udlægninger af erstatningsnatur	166
6.8	Naturpotentiale på andre arealtyper	167
6.9	Noget om brug af biodiversitetskortet til udpegning af erstatningsarealer	168
6.10	Internationale erfaringer med biodiversity offsetting	168

7	Referencer	169
	Appendiks A. Eksempler på etablering af erstatningsnatur	186

1 Formål

1.1 Naturpakkens aftaletekst

Med Naturpakken har regeringen besluttet at belyse mulighederne for at etablere erstatningsnatur. Konkret står der i Naturpakkens aftaletekst:

”Det er en kendt udfordring, at nogle naturarealer er små og mere udsat for randpåvirkning og derfor mindre egnede som levested for visse dyr og planter. Samtidig kan placering af eksisterende naturområder være en hindring for erhvervsvirksomheder og offentlige myndigheder i forhold til udviklingsprojekter samt for landmændenes drift og dermed motivation til at pleje naturen. Det er kompliceret at flytte natur, men i nogle tilfælde kan det på sigt være til gavn for landbruget og naturen. Aftaleparterne er derfor enige om at undersøge mulighederne for at lave erstatningsnatur. Der iværksettes en faglig udredning af, hvilke typer af § 3-natur eller andre arealer, hvor der er indvandret beskyttede arter, som kan indgå i en ordning om erstatningsnatur, og hvordan det kan sikres, at erstatningsnaturen kan etableres med en kvalitet der på sigt som minimum svarer til den nedlagte natur. Der findes allerede i de gældende regler muligheder for i særlige tilfælde at nedlægge natur mod at udlægge erstatningsnatur i de tilfælde, hvor der opnås en klar forbedring af naturforholdene. Arbejdet kan iværksettes i samarbejde med KL og kommunerne, som har stort kendskab til den lokale natur. I arbejdet kan landbrugsorganisationer og de grønne organisationer inddrages sammen med naturfaglig ekspertise.”

Miljøstyrelsen har bedt DCE, Aarhus Universitet, om at udarbejde en faglig redegørelse, bestående af to delprojekter, til at belyse emnet.

Delprojekt 1: Udredning af erfaringer med etablering af erstatningsnatur nationalt og internationalt.

Udredningen skal på et case-baseret grundlag indsamle erfaringer med at etablere fysisk erstatningsnatur, der relaterer sig til naturtyperne omfattet af naturbeskyttelseslovens § 3, dvs. søer, vandløb, heder, moser, strandenge, herunder også strandsumpe og strandoverdrev, ferske enge og biologiske overdrev. Desuden skal der indsamles viden om beskyttede arter, der er omfattet af artsfredningsbekendtgørelsen og / eller habitatdirektivets bilag IV i de tilfælde, hvor disse arter kan have etableret sig på landbrugsjord, der drives ekstensivt eller midlertidigt er taget ud af dyrkning.

Delprojekt 2: Udredning af muligheder og faktorer ved etablering af erstatningsnatur for hver af de § 3-beskyttede naturtyper samt udvalgte beskyttede arter.

Udredningen skal belyse mulighederne og tidsperspektivet for etablering af erstatningsnatur. Udredningen skal inddrage de § 3-beskyttede naturtyper, dvs. søer (med hovedvægt på mindre søer), vandløb, heder, moser, strandenge, herunder også strandsumpe og strandoverdrev, ferske enge og biologiske overdrev. Desuden skal der indsamles viden om beskyttede arter omfattet af artsfredningsbekendtgørelsen og / eller habitatdirektivets bilag IV i de tilfælde, hvor disse arter har etableret sig på landbrugsjord, der drives ekstensivt eller midlertidigt er taget ud af dyrkning.

I delprojekt 2 vil der blive inddraget viden og erfaringer indhentet i delprojekt 1 om danske projekter med etablering af erstatningsnatur samt erfaringer fra relevante nabolande.

1.2 Afgrænsning

Den faglige udredning har til formål at beskrive erfaringer med og muligheder for at etablere nye naturarealer på landbrugsjorder. Landbrugsjorder opfattes i denne udredning som både de intensivt dyrkede højbonitetsjorder og de mere marginale dyrkningsjorder på tørre, sandede jorder (ofte på kuperet terræn), tunge, lerede jorder og vandlidende tørvejorder. I udredningen er ikke indsamlet konkrete erfaringer med etablering af nye naturarealer på andre ikke-beskyttede arealtyper såsom ryddede plantager, råstofgrave, vejkanter og grønne områder i byerne. Beskrivelserne af mulighederne for at udvikle nye naturarealer er dog så generelle, at de dækker potentialet på de fleste ikke-beskyttede arealtyper.

I udredningen antages det, at erstatningsbiotoperne udlægges som permanente naturarealer og friholdes for gødsning, sprøjtning, jordbearbejdning, omlægning samt isåning af kulturgræsser og kløver. Udviklingshastighederne vurderes under forudsætning af, at erstatningsarealerne udlægges hvor naturpotentialet er størst, og / eller at der gøres en aktiv indsats for at optimere mulighederne for en gunstig naturudvikling.

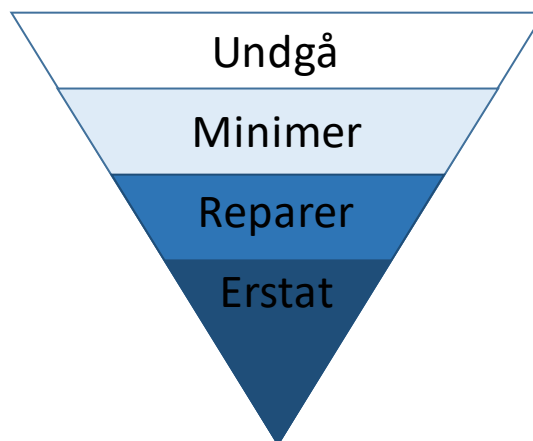
1.3 Rapportens opbygning

Denne rapport består af seks kapitler. Kapitel 1 beskriver rapportens formål og baggrund. Kapitel 2 omfatter en redegørelse for de væsentligste principper for erstatningsnatur i en national og international kontekst. Kapitel 3 består af en opsamling af erfaringerne med brug af erstatningsnatur i den kommunale og statslige naturforvaltning og i forbindelse med anlægsprojekter. Her præsenteres endvidere ni cases, hvor der er udlagt ny natur på opgivne marker eller placeret erstatningsbiotoper som kompensation for inddraget natur. Kapitel 4 beskriver de vigtigste forhold, der betinger en gunstig naturudvikling, herunder betydningen af en nøje udvælgelse af erstatningsarealer, metoder til udpining af jordbunden, genopretning af de hydrologiske forhold samt assisteret spredning af arter. Endvidere er der en beskrivelse af mulighederne for at anvende erstatningsarealer til at øge arealet med sammenhængende natur. Kapitel 5 er en gennemgang af mulighederne for at udvikle nye beskyttede naturarealer og levesteder for fredede og bilagslistede arter på dyrkede marker. Kapitel 6 er en sammenfatning af de væsentligste erkendelser fra udredningen. I Appendiks A er en oversigt over de eksempler på etablering af erstatningsnatur, der er indsamlet som en del af udredningen.

2 Centrale koncepter og internationale erfaringer med erstatningsnatur

2.1 Afværgehierarkiet

Begrebet afværgeforanstaltninger dækker over en række planlægningsmæssige, teknologiske, administrative og økonomiske valg og virkemidler i miljøreguleringen. I forhold til den danske VVM-bekendtgørelse skal en VVM-redegørelse indeholde en ”beskrivelse af de foranstaltninger, der tænkes anvendt med henblik på at undgå, nedbringe og om muligt neutralisere de skadelige virkninger på miljøet”. (Bekendtgørelse om vurdering af visse offentlige og private anlægs virkning på miljøet (VVM) i medfør af lov om planlægning 2014, bilag 4). Afværgeforanstaltninger kan opstilles i et hierarki efter princippet om, at den højeste prioritet gives til at undgå skader på naturværdierne, og kun når dette ikke kan lade sig gøre, kan det være nødvendigt at gå til det næste trin i hierarkiet, hvor skadernes omfang søges minimeret og siden repareret eller i sidste instans erstattet ved etablering af ny natur (Figur 2.1). Bestemmelserne i det nye VVM-direktiv anfører, at overvågning skal dokumentere implementeringen af afværgeforanstaltningerne og virkningerne på natur og miljø. Langt de fleste afværgeforanstaltninger i Danmark er i form af minimerende tiltag (Larsen et al. 2015a).



Figur 2.1. Afværgehierarkiet sikrer, at aktiviteter ikke har unødvendig skadevirkning på miljø og natur. I første trin forsøger man at undgå skade, fx ved at flytte aktiviteten til et andet område. Hvis dette ikke er muligt, forsøger man at minimere de negative effekter, selvom aktiviteten udføres. Endelig reparerer og kompenserer man for de skader, der måtte ske i forbindelse med aktiviteterne ved hjælp af naturgenopretning eller etablering af ny natur andre steder.

2.2 'Biodiversity offsetting' og 'No net loss'

Den engelske term, der ligger tættest på erstatningsnatur, er 'biodiversity offsetting', der dog dækker over alle aktiviteter, der gennemføres for at kompensere for tab af naturværdier, og som medfører biodiversitetsgevinster. De betragtes typisk som forskellige fra andre former for 'ecological compensation', fordi de forventes at føre til målbare naturgevinster, der bliver opretholdt over længere tid.

Der foreligger et omfattende materiale om biodiversity offsetting, fx fra OECD (OECD 2016) og en udredning af emnet ligger uden for rammerne af denne rapport. Som et eksempel fra et land, der har lighed med Danmark, og for nylig har haft overvejelser om biodiversity offsetting nævnes særligt det engelske initiativ.

Hensynet til økonomisk vækst og udvikling er ofte i konflikt med hensynet til natur. 'Biodiversity offsetting' er en metode til at beskrive og balancere de modsatrettede interesser for at sikre en bæredygtig udvikling, også på langt sigt. Således skal også forsinkede naturgevinster og usikkerhed om udfaldet indregnes, og afværgehierarkiet benyttes til at sikre, at der sker tilstrækkelig kompensation, når tab af natur ikke kan undgås. Erfaringer fra England viser dog, at det ofte kan være vanskeligt at opnå dette mål af flere grunde, som er angivet nedenfor (DEFRA 2013).

- I nogle tilfælde mislykkes afværgeforanstaltningerne eller erstatningsarealerne viser sig at være uegnede til udvikling af den pågældende naturtype.
- I mange tilfælde sker der ikke en forvaltning, der sikrer, at biodiversitetsgevinsterne opnås eller opretholdes på længere sigt.
- Nogle typer natureffekter kan være vanskelige at opgøre, og i mange tilfælde opgøres effekter på samspillet mellem naturområder slet ikke.

Anvendelse af afværgehierarkiet skal sikre, at der ikke sker et samlet tab ('no net loss') af naturværdier (Tucker et al. 2016) i forbindelse med anlægsprojekter. No net loss kan defineres som situationen, hvor projektrelaterede negative effekter på biodiversitet balanceres af indsatser for at undgå og minimere disse effekter, indsatser for at reparere effekter, og endelig ved indsatser for at erstatte resterende tab af biodiversitet på en relevant geografisk skala (OECD 2016). Indsatser til at reparere og erstatte naturværdier har ikke øjeblikkelig virkning, og eftersom der er usikkerhed forbundet med disse indsatser, er der udviklet forskellige metoder til at sikre no net loss.

På verdensplan har i hvert fald 56 lande implementeret lovgivning om biodiversity offsetting for at forhindre tab af biodiversitet (OECD 2016). Princippet er, at naturgevinster ved offsets eller erstatningsnaturen tilsigtes at opveje eller overstige de pågældende naturtab, både på kortere og på længere sigt. Biodiversity offsetting har typisk været brugt i forbindelse med store infrastrukturprojekter med omfattende negative indvirkninger på store områder og deres naturindhold og biodiversitet (Tabel 2.1).

Tabel 2.1. Eksempler på sektorer og projekter, hvor biodiversity offsetting har været anvendt i en række forskellige lande. Tilpasset fra (OECD 2016).

Sektor	Program eller projekt
Råstofudvinding	Strongmine Coal, New Zealand og Akyem Coal Mine, Ghana
Vindkraft	Apennine Wind Farms, Italien
Papirfremstilling	Pulp United Pulp Mill, Sydafrika
Vandkraft	Nam Theun 2 Hydropower Project, Lao People's Democratic Republic
Olie og gas	Chad Cameroon Petroleum Development and Pipeline Project
Byudvikling	Bainbridge Island, USA
Landbrug	Queensland, Australien

Nogle landes biodiversity offsetting-programmer har haft mere ambitiøse målsætninger om nettogevinster for naturen end blot at sikre at der ikke sker et nettotab af biodiversitet, og de præcise definitioner af no net loss varierer i

de enkelte landes programmer (OECD 2016). Således kan biodiversity offsetting rumme mulighed for, at erstatningsnatur kan føre til en nettogevinst for naturen ved fx at placere relevant erstatningsnatur i områder, der skaber mere sammenhængende økologiske netværk.

En række systemer til implementering af biodiversity offsetting er baseret på en indikator, der kvantificerer effekten på naturen i 'biodiversitetsenheder'. Ved at benytte en sådan indikator er det enklere at implementere afværgehierarkiet. Indikatoren udgør en ramme for, at ikke-eksperter kan sammenligne biodiversitetseffekten af forskellige scenarier for det pågældende projekt (typisk et infrastrukturprojekt), og i hvilket omfang omkostninger for naturen kan begrænses eller undgås. Derudover, hvis det ikke er muligt at undgå tab af naturværdier, kan en indikator gøre beregningen af omfanget af eventuelle nødvendige kompenserende tiltag enklere og mere transparent. Erstatningsnaturaktiviteten skal i denne metodes optik blot bidrage med et tilstrækkeligt antal biodiversitetsenheder af den relevante type for at kompensere for tabet (DEFRA 2013).

2.3 Biodiversitetsenheder til beregning af 'no net loss'

I et forsøg på at etablere en hurtigere, mere præcis, billigere og enklere implementering af biodiversity offsetting i forbindelse med infrastrukturprojekter udarbejdede det engelske Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA) et forslag til en ny tilgang, der blev præsenteret i et såkaldt 'green paper' i 2013 (DEFRA 2013). Et centralt element i den foreslåede tilgang er udviklingen af en biodiversitetsindikator til beregning af omfanget af skadevirkninger på naturen og dermed omfanget af den naturindsats, der er nødvendig for at kompensere for skadevirkningen. Denne biodiversitetsindikator skulle på den ene side være simpel at bruge og på den anden side være anvendelig for en lang række habitattyper og situationer. DEFRA's forslag til en sådan indikator bygger på en rangordning af habitatkvalitet og habitattypens sjældenhed (Tabel 2.2) under hensyntagen til sandsynligheden for, at erstatningsnatur af den pågældende type og kvalitet udvikler sig, hvor lang tid det vil tage, før målet er nået, samt placeringen af erstatningsnaturarealet, så naturudbyttet optimeres. En lignende tilgang findes allerede i fx delstaten Victoria i Australien, hvor biodiversity offsetting-systemet 'BushBroker' opererer med en såkaldt 'habitat hectare' (DEFRA 2013).

Tabel 2.2. DEFRA's forslag om tildeling af biodiversitetsenheder til arealer. Værdien opgøres som produktet af arealets habitatkvalitet og habitatets sjældenhed. Forslaget angav en tretrinsskala for hvert af de to delelementer, men høringssvarene efterlyste et fagligt grundlag for det begrænsede antal kategorier og den præcise pointtildeling for de enkelte kategorier (DEFRA 2013, 2016).

Værdien af 1 hektar i 'biodiversitetsenheder'		Habitatets sjældenhed ('distinctiveness')		
		Lav (2)	Mellem (4)	Høj (6)
Habitatkvalitet	God (3)	6	12	18
	Moderat (2)	4	8	12
	Dårlig (1)	2	4	6

På trods af intentionerne i DEFRA's green paper om at implementere et system til biodiversity offsetting allerede med udgangen af 2013, er der endnu ikke i 2017 indført et sådant system i England. Forslaget var i høring, og der indløb hele 460 høringsvar (opsummeret i DEFRA (2016)), der har problematiseret grundlaget og behovet for implementering af systemet. Således blev

der i omtrent halvdelen af høringssvarene givet udtryk for en generel uenighed i tilgangen til biodiversity offsetting, og blandt de, der generelt støttede forslaget, var der en række forslag til ændringer. Særligt var der forslag om at udvide antallet af kategorier for habitaters sjældenhed for i højere grad at tage højde for habitattyper, som i praksis er uerstattelige. Desuden blev der efterspurgt forskning, der kunne retfærdiggøre forslaget til vægtning og klassificering af områder med hensyn til habitatkvalitet og habitattypens sjældenhed. Endelig mente kritikerne at risikoen for, at erstatningsnaturen ikke udvikler sig som planlagt, bør være inkorporeret eksplicit i opgørelsen af biodiversitetsenheder (DEFRA 2016).

Det engelske forslag rummede forskellige bud på, hvordan administrationen kunne begrænses fx ved, at biodiversity offsetting-værktøjet var forbeholdt udvalgte projekter ud fra på forhånd givne kriterier baseret på projektets størrelse, placering, naturtypens kvalitet eller sjældenhed eller de konkrete arter, som måtte blive berørt.

Formålet med en universel biodiversitetsindikator er at kunne sammenligne værdien af naturarealer fra forskellige naturtyper og kvaliteter. Forslaget fra DEFRA fremhævede dog situationer, hvor en fri erstatning mellem naturtyper kan være uhensigtsmæssig. Eksempelvis kan meget sjældne naturtyper ikke erstattes af mindre sjældne naturtyper, uanset om erstatningsarealerne er væsentlig større end de tabte (DEFRA 2013). I Victoria i Australien har man implementeret et system, hvor almindelige naturtyper kan erstattes af en hvilken som helst anden naturtype, mens sjældne naturtyper skal erstattes af den samme eller andre lige så sjældne naturtyper (DEFRA 2013).

2.4 'Biodiversity offset multipliers'

Det kan være meget vanskeligt at beregne hvor meget erstatningsnatur der skal etableres og af hvilken kvalitet for at sikre no net loss. De tabte områder er adskilt i tid og rum fra erstatningsnaturarealerne og erstatningsnaturarealerne kan i nogle tilfælde være af en helt anden naturtype end det tabte areal. Nogle tilgange til at beregne naturværdien af erstatningsarealerne baserer sig alene på arealet eller på en kombination af arealet og områdets økologiske funktionalitet, mens andre integrerer areal og tilstand målt i forhold til en referencetilstand for høj naturkvalitet (Bull et al. 2014). Nogle beregningsmetoder er specifikke for bestemte arter eller naturtyper og tager fx udgangspunkt i hvor stort et område der er nødvendigt for at opretholde bestandsstørrelsen for en bestemt art, mens andre metoder er mere generelle.

På trods af de store forskelle i beregningsmetoder er konceptet om 'biodiversity offset multipliers' vidt udbredt. I sin simpleste form beskriver begrebet den faktor man skal gange arealet af det tabte område med for at beregne størrelsen af et erstatningsnaturareal der sikrer no net loss. På grund af de tidligere beskrevne forhold om afkobling i tid og rum mellem det tabte areal og erstatningsnaturarealet er det i praksis vanskeligt at estimere denne faktor eksakt. Der er eksempler på meget forskellige størrelser af offset multipliers (Laitila et al. 2014). Typisk ligger denne faktor mellem 1 og 10, men der er eksempler på værdier på en faktor 19 (Pickett et al. 2013). En væsentlig årsag til de høje offset multipliers skyldes den usikkerhed der er forbundet med realiseringen af naturværdien i et erstatningsareal både i form af hvor lang tid der går og om det nye areal opnår den forventede kvalitet og funktionalitet (Laitila et al. 2014). Endelig er der ofte betragtelig usikkerhed forbundet med hvorvidt erstatningsnaturarealerne kan betragtes som permanente. Disse tidsforsinkelser ('time dis-

counting') er et kendt begreb i økonomisk teori til at omregne en forventet fremtidig værdi til netto nutidig værdi og teoretisk arbejde har vist at der skal overraskende høje offset multipliers til at sikre no net loss (Laitila et al. 2014).

2.5 Placering af erstatningsnaturarealer

Fleksibilitet i forhold til placering af erstatningsarealerne kan bidrage til mere sammenhængende natur, men ville samtidig medføre en risiko for, at områder med mange anlægsprojekter ville miste naturværdier til områder med færre anlægsprojekter. DEFRA's foreslåede løsninger på dette dilemma inkluderede, at der blev sat en maksimal afstand, inden for hvilken erstatningsnaturen skulle placeres, at særligt sjældne naturtyper skulle erstattes lokalt, eller at erstatningsnatur placeret længere væk skulle have et større areal eller være af højere naturkvalitet.

Forslaget fra DEFRA anerkendte, at nogle naturtyper er praktisk talt uerstattelige, fordi udviklingshastigheden er så lang, fx gamle løvskove. Høringssvarene viste, at der ikke er konsensus om, hvad der karakteriserer udviklingshastigheden for en uerstattelig naturtype, eftersom buddene varierede mellem 15 og 100 år. Der var også stor uenighed om, hvorvidt erstatningsnatur er relevant for uerstattelige naturtyper. Ligeledes blev det klart, at der herskede uenighed om, hvilke naturtyper der kan betragtes som uerstattelige.

I forhold til erstatningsnatur for specifikke arter blev det fremhævet, at et generelt bedre kendskab til arternes forekomst ville facilitere implementeringen af biodiversity offsetting. Et bedre kendskab til beskyttede arters nationale udbredelse ville gøre det muligt at differentiere mellem projekter, der vil skade arternes bevaringsstatus, og projekter, hvor arternes bevaringsstatus vil kunne opretholdes ved at etablere erstatningsnatur.

2.6 'Habitat banking' og jordfordeling

Et potentiale ved at implementere et ensartet nationalt system for erstatningsnatur er muligheden for at bruge det i relation til udarbejdelsen af en national strategi for naturhensyn og jordfordeling. I England blev rapporten '*Making Space for Nature*', den såkaldte 'Lawton report' (Lawton et al. 2010), og dens anbefalinger om større og mere sammenhængende naturområder af bedre naturkvalitet fremhævet. Uden et ensartet system til planlægning af erstatningsnaturprojekter er det vanskeligere at integrere disse i strategier på naturområdet.

Uanset om der er tale om erstatningsnatur, der skal tilgodese bestemte naturtyper eller bestemte arter, kan det være relevant at anvende såkaldt 'habitat banking'. Begrebet dækker over aktiviteter, der etablerer erstatningsnatur, inden den efterspørges, ud fra forestillingen om, at når der er brug for erstatningsnatur, findes den allerede og skal ikke først udvikles fra et nulstillet område. En af udfordringerne med habitat banking er at sikre, at der er tale om nye områder etableret med biodiversity offsetting som formål, og ikke arealer der under alle omstændigheder ville have udviklet sig til naturområder. Ligeledes beskriver DEFRA også muligheden for, at naturområder, der ikke er beskyttede mod opdyrkning eller rydning, kan indgå i biodiversity offsetting, hvis området beskyttes. Denne praksis anvendes i både USA og Australien.

For at kunne implementere et ensartet nationalt system for erstatningsnatur i England til sikring af områdernes langsigtede beskyttelse og biodiversitetsværdi blev en række administrative forhold vurderet, herunder hvordan man

sikrer og registrerer erstatningsnaturarealernes beskyttelse, og at kvaliteten af erstatningsnaturarealerne udvikler sig i overensstemmelse med forventningerne. Der er en særlig udfordring forbundet med at sikre, at de instanser, der er ansvarlige for etableringen og forvaltningen af erstatningsnaturarealerne, faktisk lykkes med opgaven og at udgifter til naturpleje af arealerne skal regnes ind fra starten. I den australske delstat New South Wales er dette implementeret ved, at en BioBanking Trust Fund modtager en afgift i forbindelse med etableringen af et biodiversity offsetting-projekt med henblik på at dække udgifterne til naturpleje på erstatningsnaturarealet.

2.7 Sammenfatning

Der er en del internationale erfaringer med biodiversity offsetting og flere lande har udviklet nationale systemer til opgørelse af naturværdier og implementering af kompenserende tiltag såsom etablering af erstatningsnatur, hvor afvejningen af forskellige hensyn er gennemskuelig. Et centralt element i biodiversity offsetting systemerne er en udvikling af en biodiversitetsindikator, der kan kvantificere naturværdien af det tabte areal og dimensionere kompenserende tiltag. Dog er erfaringen, at udviklingen af et sådant system er en større administrativ opgave, og at vidensgrundlaget på en række områder er meget begrænset. Det er nødvendigt med et solidt empirisk grundlag for en sådan indikator, da den både skal forholde sig til habitatkvalitet, habitatets sjældenhed, sandsynligheden for at et erstatningsnaturareal udvikler sig til den planlagte naturtype samt områdets beskyttelsesgrad. Den faktor man anvender til at målsætte omfanget af erstatningsnaturen relativt til det tabte areal ('biodiversity offset multiplier') kan variere meget afhængig af fx usikkerheden med at etablere erstatningsnatur af den pågældende type og kvalitet. Derfor kan det være problematisk at vælge en fast faktor til alle typer projekter. De internationale erfaringer peger også på at habitat banking kan være et relevant værktøj i forbindelse med etablering af erstatningsnatur, da det kan reducere usikkerheden i forbindelse med etableringen af erstatningsnatur. Omvendt er habitat banking afhængig af prioritering af arealer til formålet og ressourcer til forvaltning af arealerne.

3 Danske erfaringer med erstatningsnatur og ny natur

3.1 Metodebeskrivelse

I denne rapport er der indhentet informationer om de danske erfaringer med etablering af erstatningsnatur og udlægning af ny natur ved litteraturstudier, søgninger på nettet og ved direkte kontakt til de relevante aktører: Kommunerne (27 udvalgte), Naturstyrelsen, Forsvaret, Vejdirektoratet, Banedanmark, Energinet, Femern A/S, A/S Storebælt og A/S Øresund.

For at sikre ensartethed i beskrivelserne af de gennemførte danske projekter har vi udsendt spørgeskemaer til 27 udvalgte kommuner, Naturstyrelsen, Vejdirektoratet, Banedanmark og Energinet. Spørgeskemaet indeholder informationer om, hvilke naturtyper eller levesteder for udvalgte arter man har forsøgt at etablere, hvilke indsatser der er anvendt for at optimere udvikling af en gunstig naturtilstand (udpining af jordbunden, assisteret spredning, opfølgende naturpleje mv.), arealforholdet mellem nedlagt og erstattet natur, placeringen i forhold til eksisterende naturarealer, tidshorisonter for udvikling til ny natur og om der er foretaget effektovervågning (se appendiks A).

I spørgeskemaet er der efterspurgt erfaringer med erstatningsnatur, men også erfaringer med etablering af nye naturarealer (fra diverse naturgenopretningsprojekter) og levesteder for bilagsarter og fredede arter. Naturstyrelsens eksempler handler udelukkende om etablering af nye naturarealer, hvorimod hovedparten af kommunernes tilbagemeldinger drejer sig om etablering af erstatningsarealer for inddraget natur, og der er kun få eksempler på etablering af ny natur.

De fleste eksempler er afgrænset til naturudviklinger på marker, der tages ud af omdrift, men eksemplerne repræsenterer også projekter, hvor erstatningsnatur er anlagt på ikke-beskyttede græsmarker, græsplæner, ryddede plantager, råstofgrave eller andre arealtyper.

Selvom denne eftersøgning af projekter giver et godt indtryk af, hvilke indsatser der er erfaringer med i Danmark, tegner de ikke hverken et komplet eller repræsentativt billede af de danske erstatningsnaturprojekter. Der kan derfor ikke udarbejdes arealopgørelser eller kvantitative analyser af de nye naturarealer og deres naturværdi. Derudover har tilgangen og tidsforbruget i forbindelse med tilbagemeldinger været meget varierende. Vi forventer endvidere, at der vil være en tendens til, at forvalterne bedre husker de succesrige eksempler end fiaskoerne.

De indhentede erfaringer med erstatningsnatur og udlæg af nye naturarealer er dels beskrevet som udvalgte deltaljerede cases i appendiks A (case 1-12) og dels på skemaform i appendiks A (case 13-98).

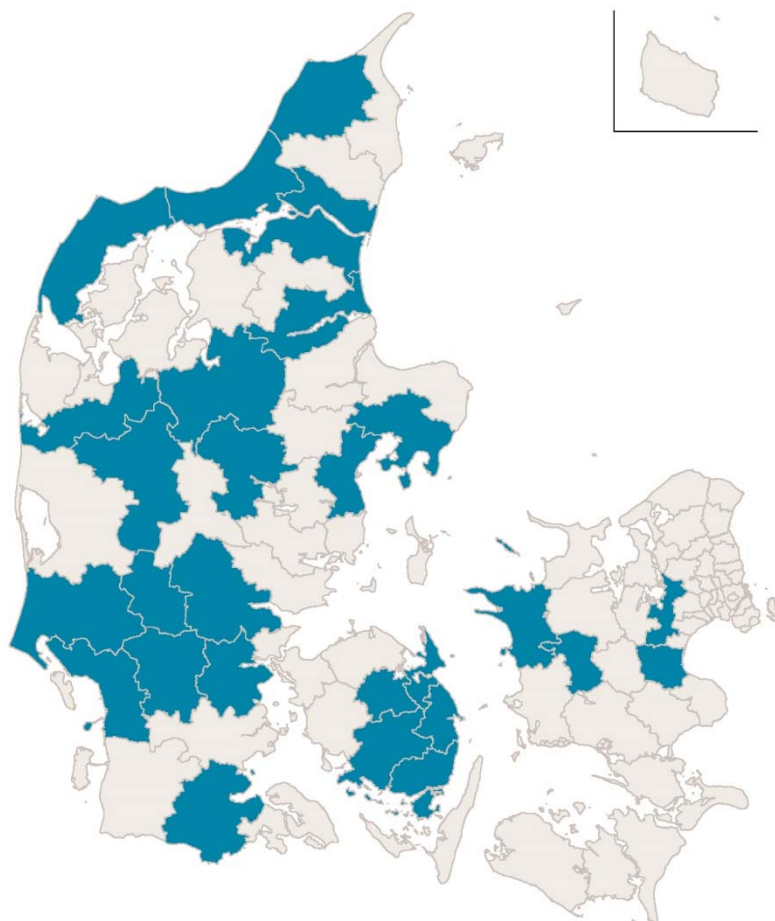
3.2 Erstatningsnatur i kommunerne

Vi har indhentet erfaringer om erstatningsnatur fra 27 kommuner. Kommunerne er udvalgt således, at de repræsenterer de forskellige landsdele bedst muligt, mængden af nyudviklet § 3-beskyttet natur i Naturstyrelsens opdateringsprojekt (Nygaard et al. 2016), kommunernes naturkapitalindeks (Skov et

al. 2017) samt henvisninger og erfaringer fra samtaler med kommunernes biologer. Nogle kommuner har beskrevet deres samlede erfaringer med erstatningsnaturprojekter, hvorimod andre har tilbagemeldt konkrete eksempler.

Ud af de 27 kommuner har 25 erfaring med brug af erstatningsnatur eller etablering af ny natur. Der er sammenlagt indhentet oplysninger på omkring 90 gennemførte projekter med erstatningsnatur og udlæg af ny natur fra kommunerne.

Figur 1. De 27 kommuner, der indgår undersøgelsen, er: Aabenraa, Aalborg, Aarhus, Billund, Esbjerg, Faaborg-Midtfyn, Herning, Hjørring, Holstebro, Jammerbugt, Kalundborg, Kerteminde, Køge, Kolding, Mariagerfjord, Nyborg, Odense, Roskilde, Silkeborg, Sorø, Svendborg, Syddjurs, Thisted, Varde, Vejen, Vejle og Viborg.



I dette afsnit beskrives de adspurgte kommuners erfaringer med erstatningsnaturprojekter, herunder hvilke naturtyper og arter der berøres, og hvilke metoder man bruger til at etablere ny natur.

3.2.1 Projekttype

I kommunerne laver man typisk erstatningsnatur i forbindelse med anlægningsarbejder. Det kan være udvidelser af industrigrunde samt anlæg af cykelstier og veje. Hvis naturen etableres uden for kommunens egne arealer, sker etablering og placering i samarbejde med lodsejere. I forbindelse med anlægningsarbejde af samfundsmæssig interesse såsom motorvejsanlæg, broer, jernbaner og udbygning af elnettet er instanser som fx Vejdirektoratet, Femern A/S, Banedanmark og Energinet også involverede. Disse er ofte ansvarlige for etablering af erstatningsnatur under vejledning fra kommunens medarbejdere og eventuelt relevante organisationer såsom Danmarks Naturfredningsforening og Dansk Ornitologisk Forening.

I Naturstyrelsens opdatering af den vejledende § 3-registrering (Nygaard et al. 2016) er dokumenteret, at 2,2 % af arealet med § 3-beskyttede naturtyper er gået tabt som følge af aktiviteter, der er i modstrid med lovgivningens bestemmelser, herunder opdyrkning. Ved overtrædelse af naturbeskyttelseslovens § 3, hvor beskyttede naturarealer bliver nedlagt, kan kommunerne stille som vilkår, at der bliver etableret ny natur som erstatning for det tabte. I nogle tilfælde beskrives det, at der gives en lovliggørende dispensation til at opdyrke § 3-beskyttet natur under forudsætning af, at der udlægges erstatningsnatur.

3.2.2 Målsætninger

Omkring to tredjedele de eksempler, der er indsamlet som en del af denne udredning (appendiks A), var erstatningsnaturprojekter, resten var etablering af ny natur. Der er få eksempler på erstatningsnatursager, hvor det ikke er lykkedes at udlægge et erstatningsareal andetsteds. Herudover er der nogle få eksempler på sager, hvor erstatningsnaturen er planlagt men endnu ikke gennemført pga. komplikationer med fx lodsejeraftaler.

I en tredjedel af eksemplerne var målsætningen at etablere et vandhul eller en sø, og i nogle af disse eksempler har der været specifikke artsmålsætninger for paddearter som fx løgfrø, klokkefrø eller stor vandsalamander. For de ter-restrisk naturtyper repræsenterede en tredjedel af eksemplerne nyetablerede enge og overdrev. Få heder, moser og meget få strandenge er repræsenterede som målsætningsnaturtyper for ny natur. De tørre naturtyper etableredes med vegetation af høj naturkvalitet som målsætning og i nogle tilfælde også som levested for dagsommerfugle. I få tilfælde nævnes kvælstofreduktion som målsætning for et nyt naturareal.

3.2.3 Erstatningsnaturen

Typisk udlægges et erstatningsareal på ca. dobbelt størrelse af det nedlagte. Dette varierer dog meget, og i en del tilfælde anlægges et erstatningsnaturareal af samme størrelse eller tre-fire gange så stort.

I de fleste tilfælde bestræbes at etablere en naturtype af samme type som den nedlagte. I andre tilfælde må man erstatte med en anden naturtype, fordi det var det eneste mulige. Nogle kommuner stiller som krav, at der ikke kan forhandles med naturtypen, fx kan et overdrev ikke erstattes af en sø.

I de tilfælde, hvor kommunerne har bestræbt sig på at etablere et areal af samme naturtype som det tabte, har man ofte haft som målsætning at placere det nye naturareal i forbindelse med andre naturarealer, ideelt set af samme naturtype. Mange arealer ligger under 500 meter fra det nedlagte areal, men der er også en del eksempler, hvor erstatningsnaturen ligger flere kilometer fra det nedlagte areal. I Vejle Kommune har man kortlagt de 100-200 bedste naturlokaliteter, og man forsøger så vidt muligt at udbygge disse arealer ved at placere ny natur i forbindelse med disse arealer af høj naturkvalitet. I visse tilfælde sker der en retablering af det tabte areal, hvor arealet, i sagens natur, ligger samme sted som det tabte.

Forventningen til tidsrammen for udvikling af ny natur af god kvalitet er meget afhængig af hvilken naturtype, der er målsætningen. Da mange af erstatningsarealerne er for nye til at kunne have udviklet sig til natur af samme kvalitet som den nedlagte, kan man i kommunen kun lave en vurdering af tidrammen. Derudover findes der meget lidt overvågningsdata på den nyetablerede natur. Vandhullerne og søerne er de naturtyper, hvor der findes

flest eksempler på opfølgende overvågning. Etablering af vandhuller vurderes af kommunerne at have en relativt hurtig positiv effekt på udvikling af paddebestande. Kvalitetsvurderinger af vandhuller går oftest på paddebestandene og kun sporadisk på andre organismegrupper. For de tørre § 3-naturtyper varierer tidsestimaterne meget, sandsynligvis fordi helt lokale forhold er afgørende for, hvor hurtigt ny natur kan opnå høj kvalitet. Vurderinger er ikke understøttet af data men har i højere grad karakter af gæt, da ingen af de nyanlagte naturarealer er gamle nok til, at der kan foretages en egentlig opfølgende dataindsamling.

3.2.4 Udførelsen

Langt det meste erstatningsnatur i kommunerne er etableret på agerjord eller græsmarker, men der er også eksempler på, at erstatningsarealer placeres i grusgrave, på tidligere erhvervsgrunde, i relativt nyplantet skov eller gamle skovkrat. Det prioriteres højt i kommunerne, at de nyanlagte naturarealer placeres i forbindelse med eksisterende naturarealer, men dette kan i nogle tilfælde forhindres af, at det ikke er muligt at indgå lodsejeraftaler. Ved anlæg af vandhuller og søer tages der generelt hensyn til udbredelsen af relevante paddearter og spredningsmuligheder fra levesteder i nærheden.

Der er kun få eksempler på projekter, hvor der foretages en aktiv indsats for at udpine jorden og det angives, at næringsstofpuljen forventes at blive reduceret ved den opfølgende pleje i form af græsning og høslæt. Afbrydelse af dræn er en meget brugt metode til genopretning af naturlig hydrologi i forbindelse med etablering af vandhuller, søer, enge, kær og moser.

I langt de fleste projekter lader man arterne indfinde sig ved naturlig succession. Spredningsbegrænsningerne løses i mange projekter ved at udlægge den nye natur i forbindelse med eksisterende naturarealer optimalt set af samme naturtype som målsætningen for erstatningsarealet. Der findes enkelte eksempler på assisteret spredning, og der er eksempler på opdræt af paddearter til udsætning i nyetablerede vandhuller (AQUA Consult 2013). For eksempler på brug af forskellige indsattstyper se kapitel 4 og appendiks.

3.2.5 Opfølgende forvaltning

Der er planlagt opfølgende forvaltning i to ud af tre projekter, hvis vi samlet kigger på etableringen af erstatningsnatur og ny natur. For de projekter, som er rene erstatningsnaturprojekter, er der planlagt opfølgende forvaltning for en tredjedel. For cirka en tredjedel af erstatningsnatursagerne er der hverken aftalt eller planlagt en opfølgende forvaltning af områderne, hvilket for de lysåbne naturtyper kan betyde tilgroning. For den sidste tredjedel er der ikke oplyst informationer.

I store erstatningsnatursager kan en tinglysning af opfølgende forvaltning være en del af VVM-afgørelsen. For søer og vandhuller er der sjældent brug for opfølgende forvaltning, men i visse tilfælde fjernes der opvækst af fx rødel og dunhammer.

3.2.6 Effektovervågning

Der er planlagt eller udført tilsyn af udviklingen på erstatningsarealer i ét ud af tre projekter, mens der kun undtagelsesvis foretages en egentlig effektovervågning, da denne aktivitet sjældent er en finansieret del af projekterne. Mange af projekterne overvåges kun ved sporadiske tilsyn af arealerne, og det er derfor

svært at vurdere, om det har været en egentlig succes. Hvis et nyetableret naturareal opnår § 3-status, så indgår det automatisk i kommunernes almindelige § 3-tilsyn.

For vandhuller findes der en del overvågningsrapporter med beskrivelser nyetablerede vandhuller som levested for bilag IV-padder (se fx AQUA Consult (2013) og Amphi Consult (2015)).

3.2.7 Eksempler på projekter

Case 1 Anlæggelse af indfaldsvej i Hirtshals, Hjørring Kommune

Projekt	Anlægning af indfaldsvej til Hirtshals Havn.
Aktører	Hjørring Kommune og Naturstyrelsen.
Erstatning eller ny natur	Der gives dispensation til anlæg af vej gennem overdrev (1,3 ha) mod udlæg af erstatningsnatur og flytning af græstørv.
Årstal for etablering	Vejanlægget stod færdigt juli 2015.
Inddraget natur	1,3 ha.
Ny natur	18,7 ha overføres fra byzone til landzone. 21 ha plantage ryddes og holdes åbent.
Målsætning for naturudvikling	Grønsværsklit – levested for truede sommerfuglearter.
Udgangspunkt	Plantage/ubeskyttet grønsværsklit i byzone.
Jordbund	Sandet jordbund.
Indsatser	Rydning af plantage og transplantation af tørv med blod-rød storkenæb.
Opfølgende forvaltning	Pleje af dele af projektområdet.
Effektovervågning	Ikke finansieret i projektet. Eventuel frivillig overvågning fra Entomologisk Forening.
Vilkår	Anført i VVM og i § 3-dispensation – krav om erstatningsnatur.

Om projektet

I forbindelse med udvidelsen af Hirtshals Havn i 2015 blev der anlagt en indfaldsvej til den østlige del af havneområdet (markeret med gult på Figur 3.2.1). Som en del af anlægget blev der inddraget 1,3 ha § 3-beskyttet natur og som erstatning udlagt 21 ha ryddet plantage i succession mod grønsværsklit (markeret med grønt). Yderligere har man ændret status for 18,7 ha eksisterende natur fra byzone til § 3-natur i landzone, som dermed fremadrettet er beskyttet mod tilstandsændringer (markeret med blå).

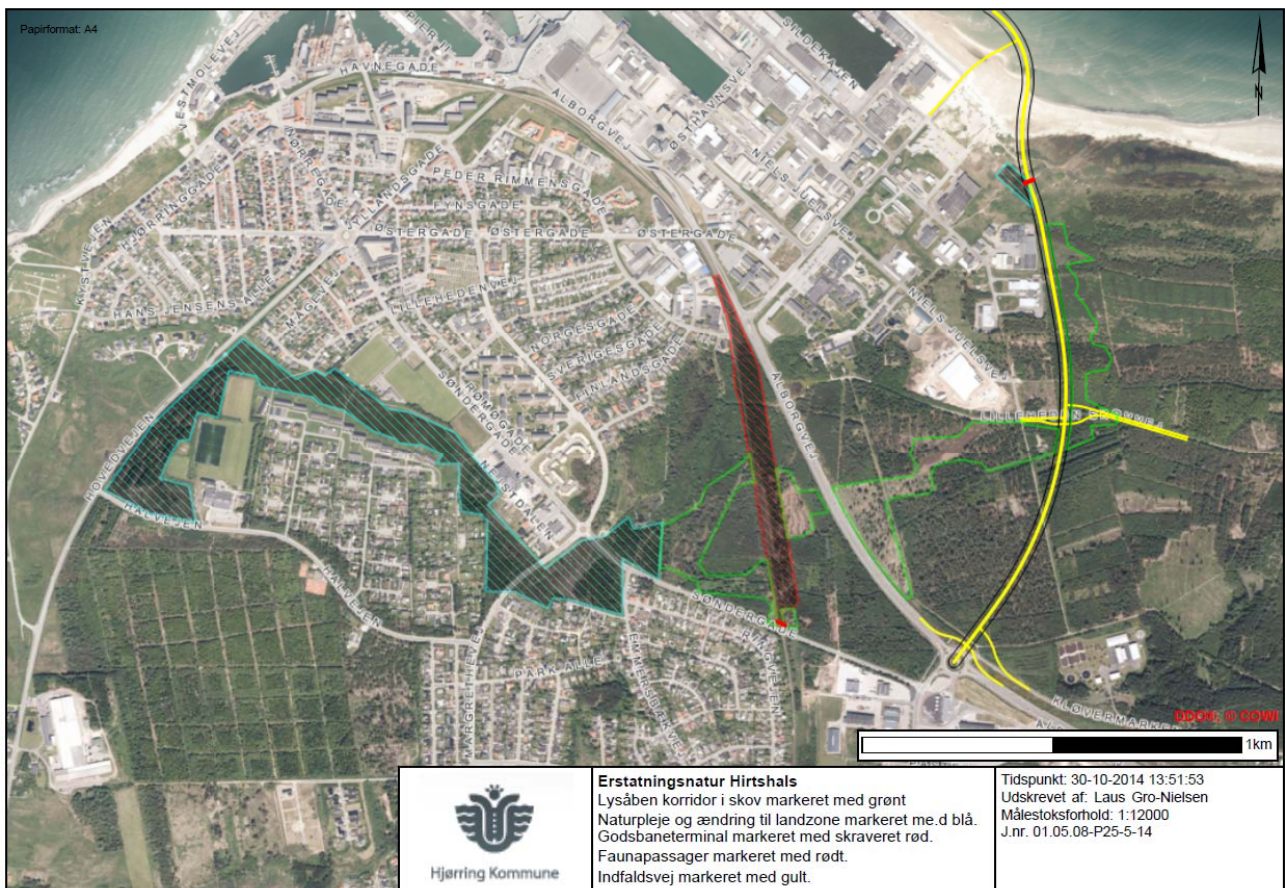
Arealbeskrivelse (tabt natur)

1,3 ha grønsværsklit, der er registreret som § 3-overdrev, er tabt under vejanlægget (markeret med gult på Figur 3.2.1). Grønsværsklitten var levested for blandt andet sommerfuglearten sortbrun blåfugl (*Aricia artaxerxes*), som på Rødlisten er kategoriseret CR (Critically Endangered), samt arterne okkergul pletvinge (*Melitaea cinxia*, Rødlisten: VU) og gråbåndet bredpande (*Erynnis tages*, Rødlisten: EN). Sortbrun blåfugl lever på blodrød storkenæb (*Geranium*

sanguineum) og grønsværklitterne mellem Tornby og Skiveren er eneste levested i Danmark for arten, hvorfor der i projektet var særligt fokus på at erstatte det tabte levested for denne art.

Arealbeskrivelse (ny natur)

Som en del af anlægsprojektet er der udlagt erstatningsnatur bestående af 18,7 ha eksisterende grønsværklit, som omfattes af § 3-beskyttelse ved at ændre status fra byzone til landzone. Disse arealer var ikke beskyttet igennem § 3, fordi de havde ligget i byzone fra før 1992 og dermed omfattet af lovens undtagelsesbestemmelser (markeret med blå på Figur 3.2.1).



Figur 3.2.1. Anlægning af indfaldsvej i Hirtshals, Hjørring Kommune. Vejen er markeret med gult. Areal, hvor status er ændret fra byzone til landszone, er markeret med blå skrueret. Naturstyrelsens ryddede arealer med tidligere plantage er markeret med grønt. Kortet er udarbejdet af Hjørring Kommune.

For at afbøde indfaldsvejens opsplitning af naturarealerne og sikre sammenhængende lysåben natur mellem Natura 2000-områderne på begge sider af Hirtshals, er der i samarbejde med Naturstyrelsen etableret yderligere 21 ha ny lysåben natur ved rydning af plantage (markeret med grønt på Figur 3.2.1). Planen er, at dette areal skal fungere som spredningskorridor for de arter som tilhører grønsværsklitten, især sortbrun blåfugl.

Indsatser

Før anlægningsarbejdet gik i gang, gennemgik Hjørring Kommune den berørte strækning i samarbejde med Dansk Entomologisk Forenings fagudvalg for at sikre størst muligt hensyn til levestedskravene for de rødlistede sommerfugle. Denne gennemgang resulterede i nogle vilkår om bl.a. etablering af

nye levesteder og pleje af de tilbageværende, som efterfølgende blev indskrevet i VVM-redegørelsen (Hjørring Kommune 2014).

Naturstyrelsen etablerede 21 ha ny lysåben natur ved rydning af plantage, som skulle fungere som spredningskorridor. Der er foretaget en assisteret spredning af værtsplanten og larver fra sortbrun blåfugl ved at flytte ca. 0,3 ha græstørv med blodrød storkenæb fra grønsværklitten (Figur 3.2.2) til 11 udvalgte arealer fordelt i spredningskorridoren. Græstørvene blev flyttet om vinteren, så rødder fra blodrød storkenæb og larver fra sortbrun blåfugl havde større chance for at overleve. Græstørvene blev placeret på næringsfattigt sand efter afskrabning af muldlag.

Med henblik på at gøre de nye vejkanter langs indfaldsvejen til ny natur, der lignede den tabte, har man udlagt sand og græstørv. I VVM-tilladelsens vilkår fremgår det, at materialet udelukkende skulle stamme fra naturarealer langs kysten i umiddelbar nærhed. Der måtte ikke udlægges muldjord eller eftersås. Derudover er der i forbindelse med anlæggelsen af vejen ryddet et stort krat med rynket rose samt anlagt to faunapassager (markeret med rød streg på Figur 3.2.1).

Figur 3.2.2. Transplantation af græstørv i forsøget på at assistere spredningen af sortbrun blåfugl og værtsplanten blodrød storkenæb.



Effektovervågning

Overvågning af de nye arealer er ikke stillet som vilkår i VVM-rapporten. I projektet er der afsat penge til opfølgende forvaltning af arealerne, men altså ikke midler til en egentlig effektovervågning. Hjørring Kommune holder løbende øje med de 11 områder, hvortil der er transplanteret græstørv med blodrød storkenæb. Indtrykket er, at planterne klarer sig godt, og der er observeret blomstrende planter i de fleste områder, men sortbrun blåfugl er endnu ikke observeret i det nye område. Man håber i kommunen, at frivillige fra Dansk Entomologisk Forening vil følge udviklingen af sortbrun blåfugl.

Case 2 To nye motorvejsstrækninger – Aarhus-Herning og Herning-Holstebro

Projekt	Motorvejstrækning mellem Aarhus-Herning og Holstebro (Herning-Holstebro).
Aktører	Silkeborg, Herning og Holstebro kommuner, Vejdirektoratet og Naturstyrelsen.
Erstatning eller ny natur	Erstatning for de naturarealer som tabes ved anlægning af motorvejen.
Omregningsfaktor	Generelt udlægges erstatningsnatur i 1:2.
Årstal for etablering	Projektet er i forskellige faser alt efter kommune. I Silkeborg er den første VVM-rapport omhandlende projektet udgivet i 2006 og strækningen gennemført i 2015 og 2016, hvorimod den sidste del af motorvejen Herning-Holstebro åbner i 2018.
Målsætning for naturudvikling	Beskyttet natur, typisk sø, eng, mose, overdrev eller hede.
Udgangspunkt	Varierende, men typisk agerjord.
Jordbund	Varierende.
Indsatser	Rydning af træer og buske, naturlig succession samt udgravning af vandhuller mm.
Opfølgende forvaltning	Der er i nogle tilfælde aftalt/tinglyst en opfølgende forvaltning.
Effektovervågning	Generelt er effektovervågning ikke finansieret af projekterne.
Vilkår	Anført i VVM-undersøgelser – krav om erstatningsnatur. Erstatningsnaturprojektet er en følge af dispensationen til motorvejen efter Naturbeskyttelseslovens § 3.

Om projektet

Anlægningsarbejdet i forbindelse med motorsvejstrækningerne Aarhus-Herning og Herning-Holstebro har medført erstatningsnaturprojekter i de berørte kommuner. I dette afsnit beskrives tre separate cases, der er i forskellige faser. I Silkeborg Kommune er vejstrækningen åbnet i 2015 og 2016. Den kompenserende erstatningsnatur er planlagt, men for størstedelen af arealets vedkommende endnu ikke realiseret. I Herning Kommune og Holstebro Kommune er udlægning af erstatningsnatur delvist udført eller kun planlagt.

Silkeborg Kommune

Arealbeskrivelse (tabt natur)

Fra Silkeborg Kommune er der i spørgeskemaundersøgelsen indrapporteret seks erstatningsnaturprojekter i forbindelse med anlæg af motorvejsstrækning omkring byen. I forbindelse med anlæg af den nye motorvej er § 3-beskyttet natur i form af hede, overdrev, mose og eng gået tabt (se figur 3.2.3). Man har i VVM-rapporterne for projektet stillet det vilkår, at der skal udlægges erstatningsnatur for den tabte § 3-beskyttede natur. Størstedelen af projekterne er endnu ikke gennemført, da det ikke er lykkedes Vejdirektoratet at indgå lods-ejeraftaler.

Arealbeskrivelse (ny natur)

Kommunen har brugt omregningsfaktor 1:2 (1:1 for et enkelt område) ved udlægning af erstatningsnatur, således at arealet med ny natur har været projekteret til dobbelt størrelse af det tabte. I udlægningen har man bestræbt sig på at etablere den nye natur i umiddelbar forbindelse med det nedlagte areal (afstanden varierer fra 0-60 m), derudover har man brugt arealer, der ligger i forbindelse med eksisterende natur, således at arterne kan indvandre af sig selv – dog ligger den nye natur ikke altid i forbindelse med natur af samme type. Den nye natur er udlagt dels i skov og grusgrav og dels på agerjord (se figur 3.2.4).

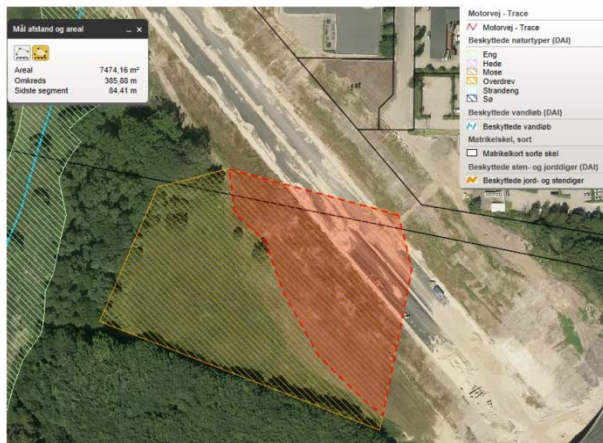
Indsatser

Arealer med skov er blevet ryddet med henblik på at skabe lysåben natur, hvilket delvist er sket på Naturstyrelsens arealer. I de tilfælde, hvor den nye natur skulle udlægges på agerjord, har man fra kommunens side planlagt, at etableringen af ny hede, eng og overdrev skulle ske ved naturlig succession på bar jord. Dette er lykkedes at igangsætte på ét areal, men på to andre er der efterfølgende foretaget indgreb, som er i uoverensstemmelse med den plan, der er udarbejdet med kommunen.

For i videst muligt omfang at sikre, at erstatningsnaturen bliver mindst af tilsvarende naturkvalitet som det nedlagte, vurderer Silkeborg Kommune, at det er nødvendigt at sikre en opfølgende forvaltning i form af græsning eller høslæt. Kommunen har forsøgt at få tinglyst plejepligt på alle erstatningsarealerne, men dette har vist sig at være vanskeligt at gennemføre. Opfølgende forvaltning af den nye natur varierer meget alt efter, hvem der ejer arealet og har ansvaret.

Effektovervågning

Da de fleste af erstatningsarealerne endnu ikke er gennemført eller helt nye, er der ikke udført andet end sporadisk overvågning.



Figur 3.2.3. Eksempel på overdrevsareal som nedlægges pga. motorvejsbyggeriet. Kortet er udarbejdet af Silkeborg Kommune.



Figur 3.2.4. Eksempel på potentielt udlæg af overdrev på tidligere agerjord. Arealet foreslås udlagt i forbindelse med et moseareal, og udviklingen til beskyttet natur skal ske ved naturlig indvandring af arter fra nærliggende overdrev. Kortet er udarbejdet af Silkeborg Kommune.

Herning Kommune

I Herning Kommune har man indgået en aftale med Vejdirektoratet om udlægning af erstatningsnatur efter Holstebromotorvejen.

Arealbeskrivelse

Kun et forholdsvis lille areal (3,6 ha) af § 3-natur vil blive ramt af motorvejsbyggeriet i Herning Kommune, og byggeriet berører generelt ikke natur af en særlig høj naturkvalitet. Der er primært tale om strækninger, hvor vejen krydser ådale med kulturprægede enge og højstaude moser. Kun et enkelt lille areal kan betegnes som rigkær, derudover drejer det sig om hede, mose, eng og overdrev.

Herning Kommune har udlagt erstatningsnatur i forholdet 1:2, hvor arealet med ny natur udgør 7,5 ha. Ifølge den oprindelige plan skulle erstatningsnaturen udlægges som eng / mose i en eller flere af de berørte ådale, hvor arealet kunne bidrage til at forbinde eksisterende natur. Dette viste sig ikke muligt, og Vejdirektoratet, som havde ansvaret for erstatningsnaturen i projektet, købte i stedet tørbundsarealer. Arealerne tilhørte en tidligere ekstensivt drevet hesteejendom, hvor der i forvejen lå en del § 3-arealer langs et vandløb og, hvor flere af markerne havde ligget i vedvarende græs i en årrække (se Figur 3.2.5). På ejendommen skulle der i forvejen placeres et par kompensationsvandhuller. Erstatningsnaturen blev udlagt på de dele af arealerne med størst potentiale og i bedst tilknytning til eksisterende natur for på den måde at skabe et større og sammenhængende naturområde.

I motorvejens anlægningsfase blev der desuden nedlagt nogle vandhuller, og her er der etableret nye langs hele strækningen - særligt med fokus på at opretholde økologisk funktionalitet for bilag IV-arter. De fleste erstatningsvandhuller er placeret i Holstebro Kommune, da tætheden af bilag IV-arter langs motorvejen er langt større der. To erstatningsvandhuller for spidssnudet frø blev allerede etableret vinteren 2016-2017, hvor Herning Kommune udlagde terrestrisk erstatningsnatur (ferske enge) omkring disse. Placeringen af de resterende erstatningsvandhuller er ikke på plads endnu.

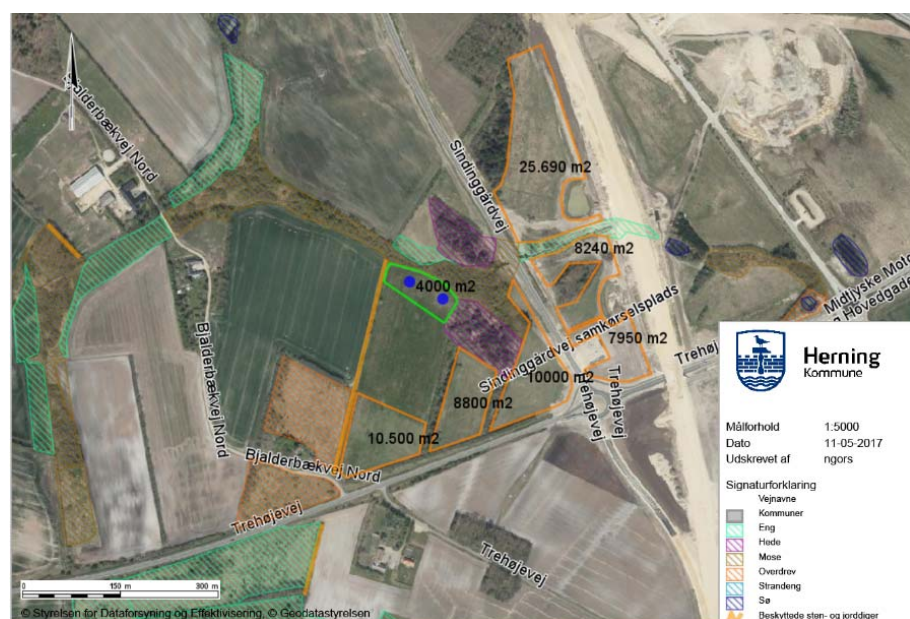
Indsatser

I Herning Kommune har man været opmærksom på at udlægge ny natur i forbindelse med eksisterende naturarealer, således at arter har større sandsynlighed for at indvandre af sig selv. Arealerne er underlagt den generelle rydningspligt, men der er ikke lavet en forpligtende plejeplan for arealerne.

Effektovervågning

Kommunen forventer at kunne følge udviklingen over de kommende år. I sommeren 2015 er der lavet en artsliste på det nordlige erstatningsareal (som lå med genopdykningsret), og planen er at lave en mere detaljeret liste på de øvrige arealer, da de kun blev overfladisk gennemgået i vinteren 2016-2017.

Figur 3.2.5. Oversigt over erstatningsnaturen er markeret med et orange omrids og uden skravering. Kortet er udarbejdet af Herning Kommune.



Holstebro Kommune

I Holstebro Kommune er de fleste erstatningsnaturprojekter i forbindelse med motorvejsbyggeriet stadig i planlægningsfasen. Der er et igangværende projekt med erstatningsvandhuller til stor vandsalamander og spidssnudet frø, og derudover er der et planlagt projekt med terrestrisk erstatningsnatur på ca. 9 ha (Figur 3.2.6), som vil blive beskrevet herunder. Projektet er et samarbejde mellem Vejdirektoratet og Holstebro Kommune med Amphi Consult som faglig konsulent.

Arealbeskrivelse

De tabte terrestriske arealer udgjorde 3,95 ha bestående af flere forskellige § 3-beskyttede naturtyper (2,47 ha eng, 0,05 ha overdrev, 0,57 ha hede og 0,86 ha mose), derudover blev nogle vandhuller ramt af anlægningsarbejdet.

I § 3-dispensationen stillede kommunen som krav, at der skulle etableres 7,82 ha erstatningsnatur. Holstebro Kommune har ikke stillet krav om, at erstatningsnaturen skulle ligge i umiddelbar nærhed af den tabte natur og heller ikke, at det skulle være samme naturtype. Man vurderede, at naturgevinsten ville være størst med et arealmæssigt stort projekt, hvor indvandringssmulighederne var gode. Blandt andet derfor tog det ny erstatningsareal udgangspunkt i et sammenhængende erstatningsareal med agerjord, der støder op til et § 3-beskyttet areal. Det beskyttede § 3-areal er en vigtig lokalitet både botanisk og zoologisk, og man tilstræber at skabe de bedste betingelser for indvandring af arter, som er karakteristiske for de beskyttede naturtyper overdrev, hede, eng og mose.

Indsatser

For at fjerne en del af næringsstofferne inden erstatningsnaturen anlægges, er der planlagt 1-2 høslæt i sommeren 2017 af rajgræsudlæg fra dyrkningssæsonen 2014-2015. For at fremskynde den naturlige indvandring er der planlagt en række indsatser på erstatningsarealet, der skal øge variationen i de abiotiske forhold. I alt skal der skraves muldlag af ca. 1 ud af de 9 ha fordelt over i alt 8 områder med et højt kvælstofindhold (se Figur 3.2.6). Jorden er planlagt placeret som jorddiger (op til 1 m høje og 2,5 m brede) langs erstatningsnaturens ydergrænser (i modsatte side af § 3-arealet, hvorfra indvandringen skal ske). Det blotlagte areal skal endvidere reguleres ved udgravning af lavninger (højst 1 m) og etablering af forhøjninger (op til 1,5-2 m). Forhøjningerne udgøres af muldjord med råjord øverst i forhøjningerne. På det tilstødende § 3-areal afbrydes dræn for at skabe et mere hydrologisk varieret miljø. Derudover bevares eksisterende beplantning, og der plantes spredte grupper af naturligt hjemmehørende træer og buske (ca. 1 ha), som man håber vil tiltrække bl.a. rødrygget tornskade.

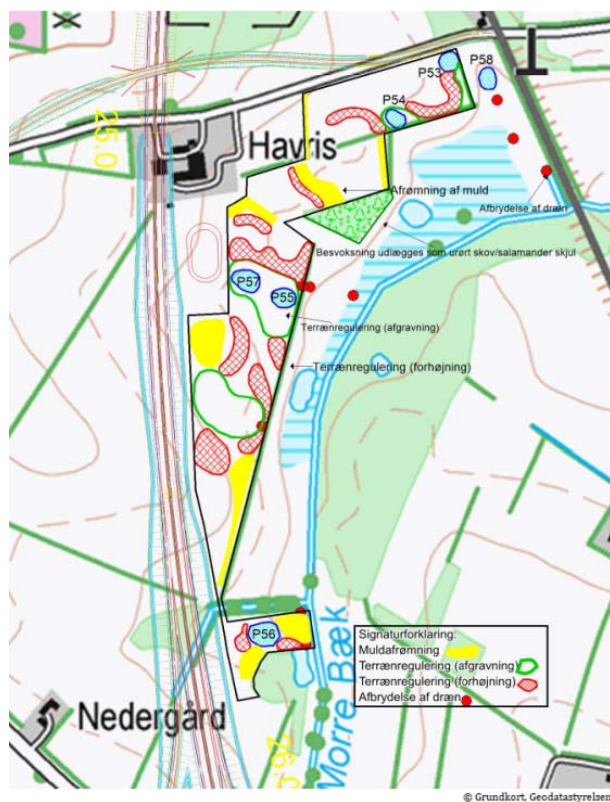
På det tilstødende § 3-areal er der kreaturhegn, og man regner med at sætte græssende dyr på både § 3-arealet og erstatningsarealet efter etablering af erstatningsnaturen.

Forud for anlæggelsen af erstatningsarealet blev forekomsten af bilag IV-arterne stor vandsalamander og spidssnudet frø registreret i området, og der anlægges seks kompenserende vandhuller, hvoraf ét af vandhullerne anlægges i det § 3-beskyttede område, der ligger op ad erstatningsarealet, og resten etableres i erstatningsarealet.

Effektovervågning

Der er i projektbeskrivelsen ikke beskrevet nogen plan for overvågning af erstatningsarealet.

Figur 3.2.6. Udlægning af erstatningsnatur med et samlet areal på 9 ha. Erstatningsnaturen er afgrænset med en sort linje. 5 vandhuller udgør ca. 0,4 ha af arealet. Kortet er udarbejdet af Amphi Consult (Amphi Consult 2017).



Case 3 Anlæggelse af ny lysåben natur – Aarhus Kommune.

Projekt	Godsbanenatur – en del af landskabslaboratoriet i Aarhus.
Aktører	Aarhus Kommune og Naturhistorisk Museum, Aarhus.
Erstatning eller ny natur	Erstatning for de levesteder som tabes i forbindelse med tilbygningen af godsbanearealerne i Aarhus.
Årstal for etablering	2016.
Inddraget natur	7-8 ha (ikke beskyttet natur, men arealet har værdi som levested).
Ny natur	0,4 ha.
Målsætning for naturudvikling	Tørt overdrev med gode levestedsmuligheder for rødlistede arter og ruderate plantearter (godsbane-vegetation).
Udgangspunkt	Græsmark.
Jordbund	Leret jord.
Indsatser	Afskrabning af lerjord og tilførsel af mineraljord og andet materiale fra godsbanearealet (assisteret spredning).
Opfølgende forvaltning	Ikke finansieret af projektet.
Effektovervågning	Ikke finansieret af projektet. Sporadisk overvågning i forbindelse med formidling gennem Rethink Urban Habitats, Naturhistorisk Museum.

Om projektet

Det gamle godsbaneområde i Aarhus skal bebygges i 2017. De seneste år er man blevet opmærksom på, at arealerne har en høj værdi som levested for arter, som sjældent ses i moderne bynære miljøer; af plantearter kan nævnes trekløft-stenbræk, torskemund og vild hør, mens der af invertebrater kan nævnes den rødlistede stor sandtæge samt sommerfuglen okkergul pletvinge. Arten rubinfarvet seksøjespinder har sit kun andet fundsted i Danmark på disse arealer. Aarhus Kommune har sammen med Naturhistorisk Museum i 2016 igangsat en indsats for at etablere erstatningsarealer for de levesteder, som tabes ved bebyggelsen.

Arealbeskrivelse

På de gamle godsbanearealer er dannet et tørt og sandet grundlag for en lysåben vegetation domineret af ruderate arter (se Figur 3.2.7). Substratet består pletvis af skærver, og gamle jernbanesveller ligger spredt på området og fungerer som habitat for vedboende insekter. På grund af det næringsfattige substrat og den lange kontinuitet har arealet en høj artsrigdom af planter og dyr.

Erstatningsarealet er på 0,4 ha og en del af et gammelt affaldsdeponi-område på i alt 7-8 ha. De 0,4 ha er blevet dækket med minerealjord, som er fjernet fra godsbanearealet i håb om at skabe nye levesteder for de arter, der er tilknyttet godsbanearealet. I delarealer har man efterlignet de mikrohabitater, som findes på godsbanearealet: Bar mineraljord, mineraljord med store sten, mineraljord og skærver samt mineraljord med jernbanesveller og døde træstammer.

De nye naturarealer er del af Eskelundområdet, et tidligere affaldsdeponi der fremadrettet søges omdannet til en ny bypark for Aarhus.

Indsatser

På erstatningsarealer er der foretaget en afskrabning af muldjorden, som er erstattet af mineraljord, skærver og gamle jernbanesveller fra godsbanen suppleret med indkøbte nye skærver. Der er derudover udlagt gamle, døde træer fra området omkring det tidligere affaldsdeponi. Der er ikke planlagt yderligere indsatser.

Effektovervågning

Der er ikke planlagt nogen effektovervågning, men da området indgår i formidlingsaktiviteter ved Naturhistorisk Museum, vil projektet blive fulgt overfladisk. Der er mulighed for, at arealet i fremtiden vil blive studeret nærmere, da området og indsatserne er opbygget sådan, at det kan følges via et videnskabeligt setup. Der er lavet en botanisk registrering efter etableringen på det nye areal, dog bliver det ikke muligt at undersøge succesgraden af transplantationen, da der ikke har været tid til at lave en baseline-undersøgelse af det oprindelige godsbaneareal.



Figur 3.2.7. Øverst TV: Det oprindelige godsbaneareal med steppe-agtig lysåben vegetation. Øverst TH: Afskrab af mineraljord til transplantation. Nederst TV: Transplanteret mineraljord udlagt i nyt bynært naturområde. I baggrunden ses arealets tidligere tilstand. Nederst TH: Skærver som delvist kommer fra godsbanearealet udlagt som mikrohabitat. Jernbanesveller fra godsbanearealet kombineret med lokale døde træstammer udgør også et mikrohabitat. Store sten er også en del af de konstruerede habitattyper.

Case 4 Etablering af ny klitnatur – Hjørring Kommune

Projekt	Omlægning af agerjord til klitnatur.
Aktører	Hjørring Kommune og Den Danske Naturfond.
Erstatning eller ny natur	Ny natur.
Årstal for etablering	2017-2018.
Areal	7,3 ha.
Målsætning for naturudvikling	Skabe sammenhængende natur og levesteder for specifikke arter.
Udgangspunkt	Agerjord.
Jordbund	Agerjord.
Indsatser	Ophør af dyrkning, hydrologi, udpining, assisteret spredning og terræn.
Opfølgende forvaltning	Naturpleje i 2017-2019.
Effektovervågning	Monitering indtil 2021.

Figur 3.2.8. Kort over arealer med ny natur (afgrænset med rødt). De blå markeringer angiver lavninger i arealet, hvor de grønne angiver forhøjninger. Kortet er udarbejdet af Hjørring Kommune.



Om projektet

Formålet med projektet er at retablere overdrev og eng på to marker (i alt 7,3 ha) i Skallerup Indlandsklitter samt at grave vandhuller til løgfrø (Figur 3.2.8). De to marker fragmenterer det omkringliggende naturområde, som er en del af de fredede Skallerup Indlandsklitter. Projektet bygger oven på et LIFE+-projekt, som havde til formål at sikre bestanden af løgfrø i indlandsklitterne. Projektet er finansieret af Den Danske Naturfond (<http://ddnf.dk/project/mere-sammenhaengende-natur-til-udvalgte-arter/>).

Arealbeskrivelse

Det nye naturareal består af to intensivt dyrkede marker, der er omkranset af indlandsklitter hele vejen rundt på nær direkte mod øst. De omkringliggende klitter har høj bioscore (Ejrnæs et al. 2015). Arealerne har været intensivt dyrket i mindst 40 år med gødsning, sprøjtning samt skiftende afgrøder, og de bliver nu tinglyst som beskyttet natur.

Projektet skal skabe ny natur bl.a. ved at igangsætte en målrettet pleje af den nye natur i projektområdet samt den eksisterende natur, der grænser op til projektområdet. Projektet har dog især fokus på at skabe flere levesteder til komma-bredpande (rødlistet som EN) og løgfrø (bilag IV). På området skal etableres tre søer, hvortil man forventer løgfrøer vil immigrere fra en nærliggende sø. Arealet skal over tid udvikle sig som levested for bilag IV-arterne: Strandtudse og spidssnudet frø samt de rødlistede arter: Okkergul pletvinge, isblåfugl, klitperlemorsommerfugl, spættet bredpande og violetrandet ildfugl samt den gullistede nikkende kobjælde.

Indsatser

Der foretages assisteret spredning af planterne fra de omkringliggende naturområder til det nye område, fx arter som fåresvingel, kællingetand og lancetvejbrede som fungerer som fødeplanter for larverne af de rødlistede sommerfuglearter. Der laves fire typer prøvefelter: Spredning af frø, spredning af hø, placering af græstørv og kontrolfelter, hvor der ikke bliver lavet en indsats. Bestande af rynket rose ryddes og læhegn tyndes således, at de hjemmehørende arter står tilbage.

Der udgraves lavninger (se Figur 3.2.8) og laves udlæg af sandbunker langs lavningerne. Den naturlige hydrologi genoprettes ved at nedlægge dræn, og jorden udpines for næringsstoffer ved at tage høslæt. Derudover etableres et hegn omkring området, da køer skal græsse på området, når vegetationen har indfundet sig.

Der er planlagt forvaltning af arealet i perioden 2017-2019. Forvaltningen følger en plejeplan, som er udarbejdet i samarbejde med biologer fra Hjørring Kommune. Som udgangspunkt hegnes det nye areal separat, så græsningstrykket kan styres således, at trykket sænkes, når fx sommerfuglearterne har brug for blomster (juli og august primært). Over tid skal arealet indlemmes i et større hegn, når eng- og overdrevsvegetationen har etableret sig.

Effektovervågning

Overvågningen er en del af projektet og er planlagt frem til 2021. Bestandene af løgfrø og komma-bredpande overvåges, og der indsamles data til beregning af naturtilstand efter (Fredshavn et al. 2010).

Case 5 Lokalteter for løgfrø – Herning Kommune

Projekt	Overvågning af løgfrø på udvalgte lokaliteter i den sydlige del af Herning Kommune.
Aktører	Herning Kommune og det gamle Ringkøbing Amt.
Erstatning eller ny natur	Ny natur.
Årstal for etablering	2001-2012.
Målsætning for naturudvikling	Sø/vandhul som levested for bilag IV-arter, især løgfrø.
Udgangspunkt	Agerjord.
Jordbund	Agerjord, men generelt næringsfattigt.
Indsatser	Udgravning.
Opfølgende forvaltning	Stedvis rydning.
Effektovervågning	Ja, i udvalgte vandhuller.

I rundspørgen til de danske kommuner er der tilbagemeldt om mange erstatningsvandhuller, som typisk skal fungere som levested for bilag IV-padder. Der findes flere afrapporteringer af projekterne, blandt andre har Herning Kommune udarbejdet en rapport, der evaluerer etableringen af nye vandhuller (Amphi Consult 2015).

Om projektet

Som en del af kommunens indsats for løgfrø har man etableret 37 nye vandhuller og plejet 16 eksisterende vandhuller. Vi vil i det nedstående udelukkende beskrive den del af projektet, som omhandler de nyetablerede vandhuller.

Arealbeskrivelse

Søerne er udlagt på tidligere agerjord og etableres oftest i tilknytning til eksisterende natur.

Indsatser

Afskrab af næringsrig muldjord og udgravning af søer.

Effektovervågning

I 2015 blev der udført en forårsundersøgelse, hvor der var udført ketsjing efter paddelarver. Derudover blev der foretaget en eftersøgning af kvækkende løgfrøer i foråret samt en ikke nærmere beskrevet sommerundersøgelse.

Naturindholdet blev estimeret ved at overvåge arterne butsnudet frø, lille vandsalamander og skrubtudse. Derudover er der lavet en planteliste for hvert vandhul, og det konkluderes i rapporten, at der er fundet flere sjældne planter i de nyetablerede vandhuller herunder spæd pindsvineknop og liden blærerod.

Løgfrø er i 2015 fundet i seks nye/nyere vandhuller anlagt som en del af indsatsen for truede padder i Herning Kommune (16 %) (Amphi Consult 2015).

3.3 Større anlægsprojekter

Store anlægsprojekter af samfundsmæssig interesse involverer erstatningsnatur. Nedenfor er tilgangen og erfaringerne med erstatningsnatur beskrevet for nogle af de store aktører.

3.3.1 Vejdirektoratet

Vejdirektoratet beskæftiger sig med udbygning og vedligehold af statsvejnettet. Projekterne kan i nogle tilfælde påvirke § 3-beskyttet natur og levesteder for bilag IV-arter.

Mange erstatningsnaturprojekter handler om at sikre nye levesteder for bilag IV-arter. I forbindelse med anlæg af motorvejen Odense-Svendborg blev et antal vandhuller nedlagt og erstattet med 50 nygravede eller oprensede vandhuller som levested for bl.a. habitatarterne vandsalamander og springfrø. Der blev lavet en artsovervågning af vandhullerne mellem et og fem år efter etableringen, hvor 50 % af erstatningsvandhullerne var blevet koloniseret af arterne. Det vurderedes, at stort set alle vandhuller ville blive koloniseret inden for tre-fem år (se Amphi Consult (2009) for detaljer om projektet).

Som hos mange andre aktører har overvågning af naturudviklingen på de ny-etablerede erstatningsarealer hidtil ikke været almindelig praksis. Dette opprioriteres fremover, så projekterne i højere grad kan evalueres i forhold til biodiversitetseffekterne (Vejdirektoratet 2017). Det er eksempelvis planlagt at lave botaniske overvågninger i forbindelse med et sjællandsk vejprojekt med erstatningsnatur fra 2016. De nye arealer bestående af mose, eng og overdrev skal overvåges i en 10-årig periode. Projektet afsluttes med en rapport, hvor naturudviklingen evalueres. Vejdirektoratets registreringer fra VVM-undersøgelser og overvågning af erstatningsnatur vil fremadrettet blive offentliggjort løbende på Danmarks Miljøportal.

3.3.2 Banedanmark

Banedanmark beskæftiger sig med udvidelse af banenettet, og hvad der hører til af stationsanlæg m.m. I nogle anlægsprojekter berøres § 3-natur, og man må foretage kompenserende tiltag såsom etablering af arealer med erstatningsnatur. Banedanmark finder egnede lokaliteter for placering af erstatningsnatur i dialog med kommunen og ofte også den lokale afdeling af Danmarks Naturfredningsforening.

Projekttilsyn udføres i fem år, efter at et nyt naturareal er etableret, og den tilsynsførende afleverer én gang årligt en rapport, hvor tilstanden af den etablerede natur samt de tiltag, der er foregået i årets løb, bliver beskrevet. Tilsynet overgår til kommunen, når et areal er blevet § 3-registreret.

Se appendiks A for detaljer om konkrete erstatningsnaturprojekter fra Banedanmark.

3.3.3 Energinet

Energinet beskæftiger sig med anlæg af højspændingsluftledninger, havvindmøller, transformerstationer samt elkabelanlæg og gasledninger på land og hav. Langt de fleste anlægsprojekter udgør lineære strukturer i landskabet. Som udgangspunkt forsøger man så vidt muligt at undgå anlægningsarbejde

i sårbare områder ved at ændre linjeføringen, lave underboring og undgå anlægsarbejder på problematiske tidspunkter, som fx i ynglesæsonen for sårbare og sjældne arter.

Energinet har få erfaringer med erstatningsnatur og større erfaring med reableringsprojekter, fordi naturen typisk kun forstyrres midlertidigt i projekternes anlægsfase.

Målsætningen er typisk at genskabe den natur, som er blevet påvirket i forbindelse med nedgravning af fx kabler. Hvad der kan lade sig gøre, fastlægges i dialog med myndigheder og lodsejerne, idet Energinet ikke ejer de områder, som projekterne passerer igennem, men blot har erhvervet rettigheden til at placere anlægget.

Nogle af Energinets projekter gennemføres på baggrund af påbud fra Energiministeriet. I disse påbud fremgår det, at indsamlede biologiske data så vidt muligt skal gøres offentligt tilgængelige. Data fra de seneste og fremtidige projekter er tilgængelige på Miljøportalen.

Energinet har mange projekter på tværs af landegrænser og derfor erfaring med håndteringen af erstatningsnatur i andre lande. Det gælder fx Tyskland, hvor der i forbindelse med påvirkning af et tysk havbundsareal er blevet kompenseret ved at indbetale et beløb til en pulje, som bruges på natur et andet sted.

Case 6 Energinet – COBRACable

Aktør	Energinet.
Erstatning eller ny natur	Retablering.
Årstal for etablering	Anlægsarbejdet er gennemført i efteråret 2017.
Inddraget natur	2 m x 530 m og 2 m x 400 m.
Ny natur:	Samme areal.
Målsætning for naturudvikling	Genetablering af habitatnaturtypen strandeng.
Udgangspunkt	Opgravet strandeng.
Indsatser	Retablering af jordlag og tørv.
Opfølgende forvaltning	Der tages slæt på området, som vil blive genoptaget efter anlæggelsen.
Effektovervågning	Der er lavet basisovervågning og planlagt to-3 opfølgende overvågninger.

Om projektet

Projektet omhandler nedgravningen af et 320 km langt elkabel mellem Danmark og Holland. Det berører to strandengsarealer, hvor der etableres en kabelgrav på 2 m bredde og ca. 1,5 m dybde, med en længde på hhv. 400 m (strandeng sydøst for Esbjerg) og 530 m (strandeng på Fanø). Entreprenørarbejdet vil dog påvirke i 8 m bredde på grund af behov for et anlægsbælte, som ud over kabelgrav omfatter kørevej og opbevaring af jord. Der er ikke tale om decideret erstatningsnatur, men om retablering af natur, hvor man anvender nogle metoder, som generelt er relevante for etablering af ny natur.

Indsatser

Så vidt muligt vil det skrællede tørvelag blive deponeret under udgravning og installation af kablet, så det kan tilbagelægges, når entreprenørarbejdet er færdigt. Tørven skal sikre en genetablering af strandengsvegetationen.

Den hidtidige forvaltning med høslæt forventes fortsat, efter at anlægsarbejdet er overstået, men dette er ikke en del af Energinets projekt.

Effektovervågning

I 2017 er der lavet en basisovervågning inden påvirkning (Witt 2017). Overvågningsmetoden er i store træk de samme, som anvendes i det nationale overvågningsprogram NOVANA. Vegetationsovervågningen er sket ved pinpoint-analyser i juni 2017. På hver strandeng er der tilfældigt udlagt 12-16 overvågningsfelter i den fremtidige kabelgrav, og tre felter er udlagt som kontrol uden for kablegraven (se Figur 3.3.1). Overvågningen består af en basisundersøgelse og to-tre opfølgende effektundersøgelser, første gang i 2018. Kun basisundersøgelsen er udført, så omfanget og hastigheden af retablering af strandengsvegetationen er endnu ikke kendt.

Data for basisovervågning af COBRACable er tastet ind på Danmarks Miljøportal, og resultaterne af effektovervågningen vil også blive indtastet (naturdata.miljoportal.dk / advancedSearch).



Figur 3.3.1. TV: Prøvefelter fra strandeng på Fanø, hvor felter markeret med 'K' er kontrolfelter, som ikke vil blive berørt af gravearbejdet. Transektet er 530 m langt og udlagt der, hvor kabelgraven kommer til at ligge (Witt 2017). TH: Strandeng på Fanø. Pinpoint-ramme placeret i prøvefelt F_K3. Foto: Miljøportalen.

3.3.4 Broprojekter

Case 7 Femern Bælt

Projekt	Etablering af en fast forbindelse over Femern Bælt.
Projektansvarlig	Femern A/S.
Periode	2015-2028.
Målsætning for naturudvikling	Sø/vandhul, strandeng, fersk eng, mose og overdrev. Levesteder for grønbroget tudse, spidssnudet frø, springfrø og stor vandsalamander.
Areal	37,9 ha § 3-beskyttet natur erstattes med 134,8 ha ny natur.
Jordbund	Sand med lidt ler.
Indsats	Fjernelse af pløjelag, flytning af overfladejord fra det gamle dige til det nye.
Forvaltning	Op til 5 år efter etableringen. Høslæt for at fjerne næringsstoffer.
Overvågning	Der etableres et overvågningsprogram.
Links	http://vvmokumentation.femern.dk/



Figur 3.3.2. Oversigt over erstatningsbiotoperne i Femern Bælt-projektet. Efter Figur 3.69 fra implementeringsredegørelsen (Femern A/S 2015).

Om projektet

I 2015 vedtog Folketinget anlægsloven til etableringen af en fast forbindelse over Femern Bælt i form af en 19 km lang tunnel og tilhørende landanlæg (udbygning af vej- og jernbanestrækninger). Forud for vedtagelsen af anlægsloven lå en omfattende VVM-redegørelse (Femern A/S 2013), der var den hidtil mest omfattende udredning af konsekvenserne af et anlægsprojekt i Danmark med en samlet omkostning på 250 mio. kr. Femern Bælt-forbindelsen er speciel ved at være et meget langvarigt anlægsprojekt (i efteråret 2017 forventes forbindelsen åbnet i 2028). En stor del af erstatningsarealerne er således etableret, inden arealerne bliver inddraget, og der forventes at gå 10-15 år fra de første arealinddragelser, til de sidste afværgeforanstaltninger er afsluttet.

Arealbeskrivelse (tabt natur)

Anlægsprojektets samlede arealinddragelse omfatter 37,9 ha § 3-beskyttet natur, herunder Strandholm Sø på 8,2 ha, samt 10 vandhuller og 3,3 km med § 3-beskyttet vandløb (Femern A/S 2015). Den terrestriske natur omfatter 21,6 ha med strandeng, 7,3 ha fersk eng, 0,5 ha mose og 0,3 ha overdrev (Tabel 3.3.1).

Strandholm Sø er en kunstig anlagt brakvandssø, der er etableret ved råstof-indvinding i forbindelse med anlægning af det Sydlollandske dige (1870'erne) og ved udgravninger til motorvejsbyggeriet (1940-41). Søen får en stor del af sin vandtilførsel fra grundvandsindstrømning og er klarvandet med en udbredt undervandsvegetation bestående af bl.a. vandaksarter, kransnålalger og havgræs. Strandengene langs og på diget øst for Rødby Havn er et værdifuldt naturområde, der er levested for en række sjældne planter, bl.a. agerkohvede, klæbrig limurt og strand-mandstro, og det fungerer desuden som spredningskorridor for dyr og planter og rasteområde for grønbroget tudse. Langs og på diget vokser maj-gøgeurt, bakkegøgelilje og kongebregne, der alle er fredede, og området er levested for det fredede skov-firben og de rødlistede dagsommerfugle okkergul pletvinge og mark-perlemorsommerfugl. De godt 3 km vandløb, der krydses af linjeføringen, vil blive omlagt. Med undtagelse af et vandløb (med middel naturmæssig betydning) er vandløbene enten rørlagt eller har karakter af grøfter, der vedligeholdes intensivt. I VVM redegørelsen er det vurderet, at der ikke er tilknyttet noget væsentligt dyre- og planteliv til vandløbene (Femern A/S 2013). To af de 10 nedlagte vandhuller er ynglelokaliteter for bilag IV-padder (grønbroget tudse, springfrø, spids-snudet frø og stor vandsalamander), og i syv vandhuller er der registreret fredede arter (grøn frø, skrubtudse og lille vandsalamander).

Tabel 3.3.1. Arealinddragelse og udlægning af erstatningsnatur i anlægsprojektet Femern Bælt. Efter Tabel 3.59 i implementeringsredegørelsen (Femern A/S 2015)

Arealinddragelse		Erstatningsnatur – Erstatningsnatur, Faktor		
		tidlig anlægsfase	samlet	
Strandeng	21,6 ha			
Eng	7,3 ha	58,5 ha	116,9 ha	1:4
Overdrev	0,3 ha			
Mose	0,5 ha	1,5	1,5 ha	1:3
Sø	8,2 ha	16,4	16,4 ha	1:2
Vandhul	10 stk.	28 stk.	37-42 stk.	1:4
Vandløb	Ca. 3,3 km	Ca. 3,3 km	Ca. 3,3 km	1:1
Samlet areal	37,9 ha	76,4 ha	134,8 ha	

Arealbeskrivelse (ny natur)

Der er planer om at etablere 135 ha erstatningsnatur som kompensation for de 38 ha med beskyttet natur, der bliver permanent eller midlertidigt inddraget i anlægsprojektet (Femern A/S 2015). Generelt er det tilstræbt, at erstatningsnaturen så vidt muligt udlægges, inden anlægsarbejdet går i gang, og det sker derfor i tre faser:

1. Før anlægsprojektets start er der a) etableret 10 vandhuller, der kan afværge konsekvenserne af de nedlagte levesteder for grønbroget tudse, springfrø, spidssnudet frø og stor vandsalamander, b) anlagt en ny sø på 8,2 ha med en bredzone på yderligere 8,2 ha og c) udlagt 44 ha agerjord med henblik på at udvikle strandeng, eng, overdrev og mose umiddelbart øst for de arealer, der er gået tabt.
2. I første halvdel af anlægsfasen omlægges 3 km vandløb.
3. I sidste halvdel af anlægsfasen, hvor den nye landopfyldning uden for det eksisterende dige vil være afsluttet, etableres yderligere ca. 59,5 ha lysåben natur, der på sigt kan udvikle sig til strandeng, eng og overdrev. Det nye landområde vil blive anlagt med laguner, nye strandområder, bakker og en kystskrænt, og der vil endvidere ske etablering af et nyt dige. Endelig vil vandløbene blive reableret ved at fritlægge dem og etablere skrå sideanlæg i forholdet 1:2, og i tilløbet til Næsbæk skabes et mere naturligt forløb, og der udlægges grus og sten i vandløbsbunden.

De midlertidigt inddragede arealer bliver ved anlægsprojektets afslutning reableret til råjord, men der laves ikke egentlige naturgenoprettende tiltag. Områderne kan potentielt udvikle sig til ny natur, men de medregnes som erstatningsnatur.

Erstatningsarealerne er udlagt med faktor 1:1 for vandløbene og søens vandareal (1:2, hvis man inkluderer bredzonen) og med faktor 1:4 for antallet af vandhuller og for den terrestriske natur (hvoraf halvdelen ligger på det nye opfyldningsareal). Det relativt store areal til erstatningsnatur skal kompensere for tidsforskydningen i udviklingen af erstatningsnatur i forhold til nedlæggelse af eksisterende natur.

Den overordnede strategi ved placering af ny lysåben natur er, at arealerne er udlagt i tilknytning til eksisterende naturarealer, så der på sigt kan skabes større sammenhæng mellem eksisterende naturområder langs Lollands sydkyst. I VVM-redegørelsen (Femern A/S 2013) er det vurderet, at de nye naturarealer på sigt vil kunne opfylde betingelserne for at være vejledende registreret som § 3-natur. Tidshorisonten for vandhuller antages at være et til to år, enge og moser formodes at udvikles inden for fem til 10 år, mens det tager lidt længere tid at udvikle nye strandeng og overdrev. Det vurderes, at naturarealernes værdi vil kunne udvikle sig til et sammenligneligt niveau over en periode på 10-25 år.

Indsatser

Ved udgravning til den nye sø og mosen er pløjelaget gravet af for at fjerne de bundne næringsstoffer, og ved etableringen af erstatningsvandhuller er størrelsen og udformningen optimeret i forhold til levestedskravene for bilag IV-arterne grønbroget tudse, spidssnudet frø, springfrø og stor vandsalamander (se detaljer i kapitel 13 (Femern A/S 2013)). Placeringen tilpasses de eksisterende vandhuller, så den økologiske funktionalitet opretholdes eller forbedres.

I implementeringsredegørelsen (Femern A/S 2015) fremgår det, at arealerne etableres uden udsåning af kulturplanter, så den naturlige flora får lov til at genindvandre fra de omkringliggende naturarealer.

Strandengsarealet langs diget er et værdifuldt naturområde med en række sjældne planter (fx ager-kohvede, klæbrig limurt og strand-mandstro). Som en del af etableringen af erstatningsnatur for naturtypen vil overfladejorden fra det gamle dige med tilhørende frøbanke blive skrabet af og opbevaret frem til anlægsprojektets afslutning. Her vil jorden (med frø) blive spredt ud på det retablerede dige og det nye landområde med henblik på at retablere de naturmæssige værdier på det oprindelige dige.

Der er gennemført et mindre forsøg med at flytte planter (med jord) af majgøgeurt og bakkegøgelilje i august 2013 og februar 2014. Optællinger i juni 2014 viste en overlevelseshastighed på 50 % for planter, der blev flyttet i august, og 100 % for planter, der blev flyttet i februar.

Opfølgende forvaltning

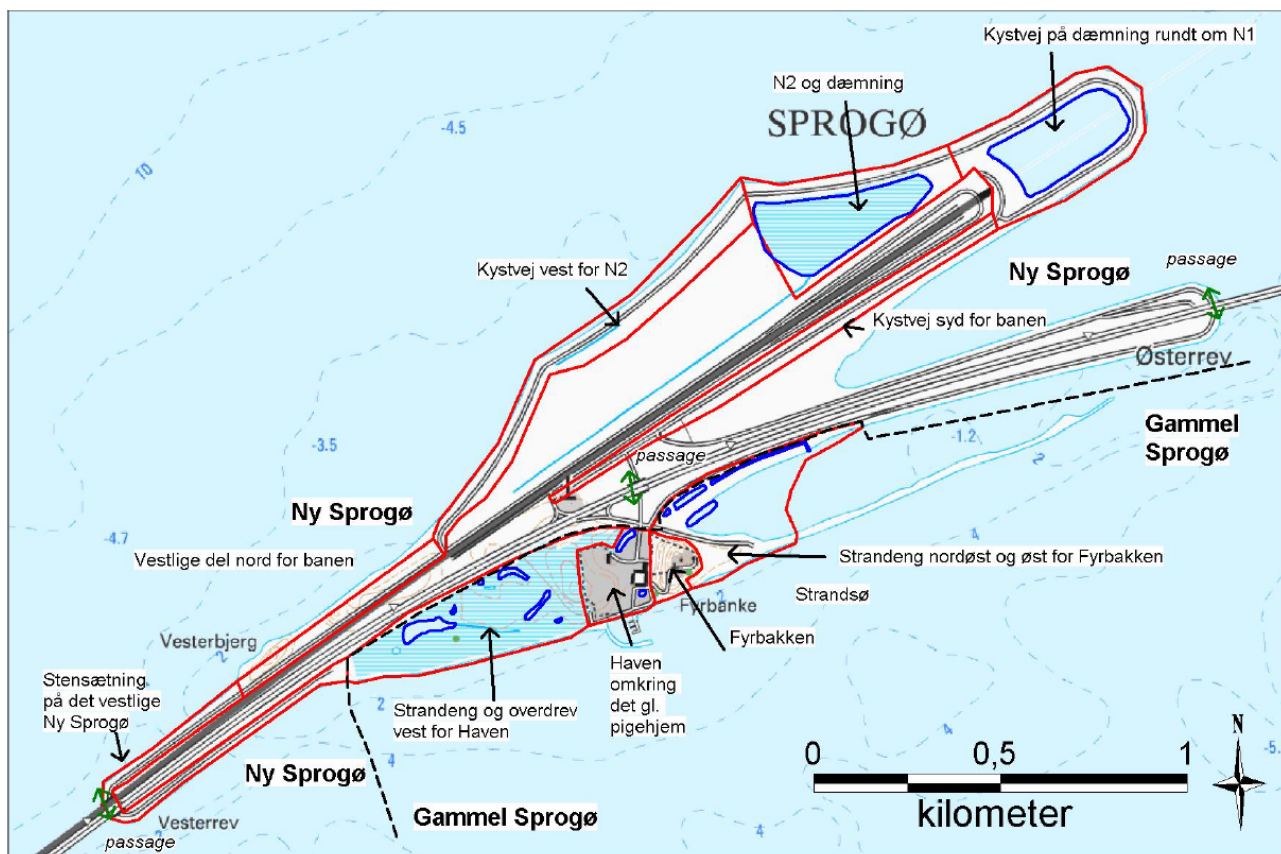
Efter etableringen vil de nye naturarealer blive forvaltet ved at slå og fjerne hø op til to gange årligt, indtil græsning er implementeret. Der udføres naturpleje for at forbedre naturtilstanden på det udlagte areal i op til fem år efter etableringen.

Effektovervågning

I VVM-redegørelsen (kapitel 28 i (Femern A/S 2013)) fremgår det, at Femern A/S udarbejder et overvågningsprogram (efter metoderne i Fredshavn et al. (2015)), der skal følge, at de nye naturarealer udvikler sig efter hensigten og dermed udgør egnede habitater med yngle- og rasteområder for fredede og bilagslistede arter. Overvågningsresultaterne vil blive anvendt til at målrette forvaltningen af arealerne, herunder græsning eller høslæt med henblik på at fremme udviklingen af den nye natur. Søens biologiske og kemiske tilstand overvåges løbende i overvågningsprogrammet, og resultaterne herfra anvendes til at målrette evt. tiltag til at fremme udviklingen af søen, så den opnår god økologisk tilstand.

Case 8 Sprogø

Projekt:	Storebæltsbroen.
Projektansvarlig	Sund & Bælt A/S – Storebæltsforbindelsen.
Erstatning eller ny natur.	Ny natur/erstatning.
Årstal for etablering	1997.
Ny natur	87 ha.
Målsætning for naturudvikling.	Ingen.
Jordbund	Indpumpet sømateriale bestående af saltholdig ler, sand og silt.
Indsatser	Spredning af slam og tilsåning med græsblanding.
Opfølgende forvaltning	Græsning.
Effektovervågning	Der er lavet basisovervågning og planlagt 2-3 opfølgende overvågninger.



Figur 3.3.2. Kort over Ny og Gammel Sprogø. Fra Amphi Consult (2012).

Om projektet

Sprogø består i dag af Gammel Sprogø, som er en naturligt opstået ø, samt Ny Sprogø, der er en kunstig udvidelse, som blev til som en del af Storebæltsforbindelsen. Gammel Sprogø er næsten firedoblet i areal, efter at øen blev en del af Storebæltsbroen. Det udvidede areal har ikke haft natur som målsætning, men det er idéen, at det nye areal kan indgå i sammenhæng med øens eksisterende natur. Ud over udvidelsen er der anlagt et erstatningsvandhul, da man i forbindelse med et motorvejsanlæg på Gammel Sprogø nedlagde et vandhul og levested for grønbroget tudse.

Arealbeskrivelse

Sprogø består af et stort vadehavsområde, som domineres af planter, der kan tåle en høj saltholdighed, som fx kveller og strand-annelgræs. Derudover er store, tørre partier tilsået med græs. Vandhullerne på arealet er ikke planlagt, men et resultat af anlægsmæssige forhold (sundogbaelt.dk/sprogoe/ og (Thomsen 2017).

Fordi Ny Sprogø har fået tilført jordlag fra Gammel Sprogø i etableringsfasen, havde 50 plantearter ud af de 300, der var på Gammel Sprogø, etableret sig efter det første år.

Øen er hjemsted for en del ynglende fuglearter, hvor mange er tilknyttet vadehavsfladerne og øens skrænter (Naturkonsulent.dk 2016). Grønbroget tudse har bestande på både Ny og Gammel Sprogø (Amphi Consult 2012).

Indsatser

Ny Sprogø er dannet af indpumpet sømateriale fra revene omkring Sprogø bestående af saltholdigt ler, sand og silt. Man forsøgte i etableringsfasen at tilså de nye arealer med en græsblanding, men måtte opgive pga. jordmaterialets særlige beskaffenhed. For at etablere et græsdække spredte man slam indeholdende græsfrø. De første år er arealet blevet slået maskinelt. Siden 1999 er naturarealerne på både Ny og Gammel Sprogø blevet sommergræsset af får og kvæg. Da øen er en del af et Natura 2000-område, forvaltes naturen efter plejeplaner, som er godkendt af de lokale myndigheder.

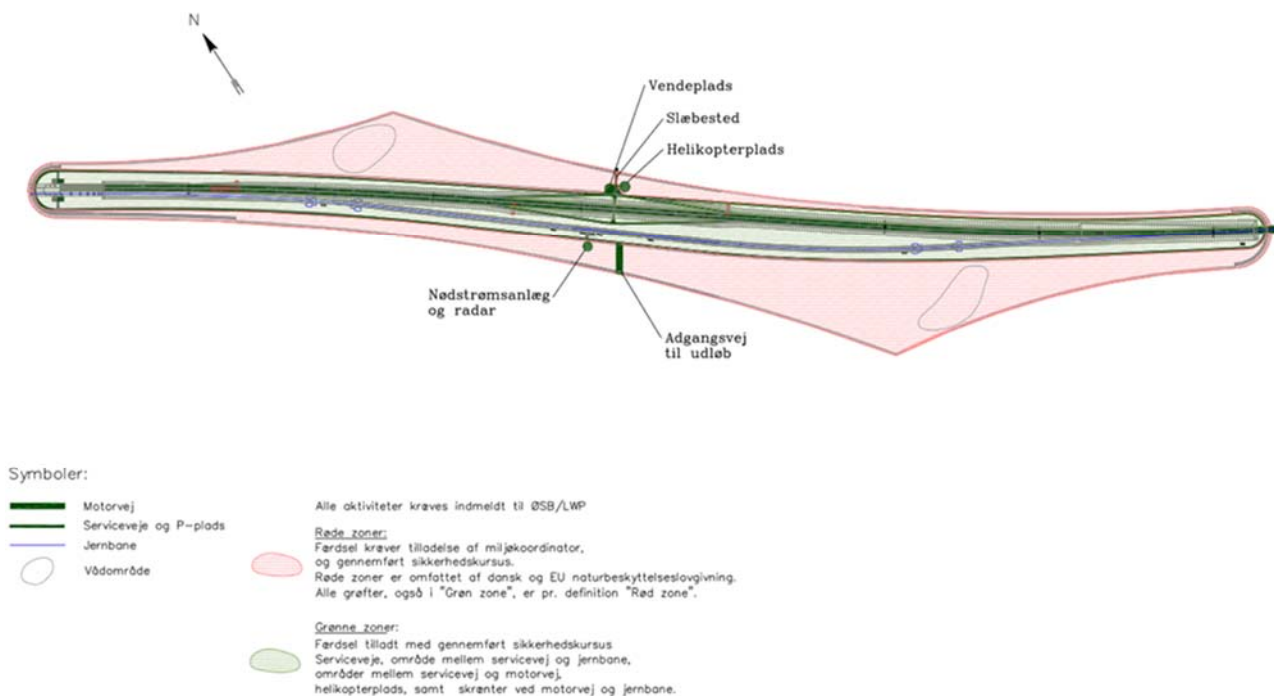
Et vandhul er konstrueret som erstatning for et nedlagt vandhul på Gammel Sprogø.

Effektovervågning

Siden 2006 er bestandene af ynglefugle på Ny Sprogø blevet optalt hvert andet år (se fx Naturkonsulent.dk (2016)). Bestanden af grønbroget tudse er undersøgt før, under og efter anlægget af den faste forbindelse over Storebælt og monitoringen har vist, at der er udviklet en betragtelig bestand af grønbroget tudse på Ny Sprogø i perioden 1997-2012 (Amphi Consult 2012). Der er ikke gennemført en systematisk overvågning af den øvrige naturudvikling på øen. Der er udført forskellige inventurer med registrering af artlister for forskellige artsgrupper såsom insekter, karplanter, mosser og padder. Fordi mange af registreringerne sker samlet for Ny og Gammel Sprogø, er det dog svært at sige noget om naturudviklingen separat for Ny Sprogø.

Case 9 Peberholm

Projekt	Øresundsforbindelsen.
Projektansvarlig	Sund & Bælt A/S.
Erstatning eller ny natur	Ny natur.
Årstal for etablering	1995-1999.
Ny natur	160 ha.
Målsætning for naturudvikling	Naturlig succession.
Jordbund	Kalkholdigt marint overskudsmateriale, samt sten fra stenbrud.
Indsatser	Ingen.
Opfølgende forvaltning	Ingen.
Effektovervågning:	Inventeringer fra frivillige.



Figur 3.3.3. Kort over Peberholm. Figur fra Ohrt (2011).

Formål

Peberholm er en kunstigt anlagt ø, som blev til i forbindelse med Øresundsbroen. Projektet har som udgangspunkt ikke været et naturprojekt, men en nødvendig overgang mellem Øresundsforbindelsens tunnel og højbro samt et deponi fra anlægsarbejdets overskudsmateriale.

Indsatser

Det blev overvejet at tilså øen, men da Peberholm ligger i et Natura 2000-område og i nærheden af øen Saltholm, besluttede man at overlade arealerne til sig selv og den naturlige succession.

Arealbeskrivelse

Langt det meste af øen består af flade tørbundsarealer, men andre arealtyper såsom vådområder, vandhuller, stenbunker og jordskrænter bidrager til variationen i levesteder på øen. Derudover har geologi og vejrpåvirkning medført et mere kuperet terræn over tid. Jordbundsmaterialets marine oprindelse gør, at alle arter er kommet til udefra. Etableringen af plantearter gik stærkt de første år, og siden 2003 har antallet ligget stabilt omkring 300 arter. Mange af de registrerede plantearter er interessante og/eller sjældne forekomster. Øen er levested for en del fugle, og padderne er bl.a. repræsenteret af en stor bestand af grønbrogødet tudse. Der findes derudover flere interessante arter af edderkopper og insekter. Af pattedyr har harer og mus spredt sig til øen, hvoraf de sidstnævnte bekæmpes, fordi de udgør en sikkerhedsmæssig fare i forhold til kabler og lignende.

I forbindelse med Naturstyrelsens opdateringsprojekt i 2011-2013 blev der foretaget en eftersøgning af nyudviklet natur på Peberholm ud fra tolkninger af luftfotos, og der blev registreret to nye søer med et samlet areal på 1,5 ha (Danmarks Miljøportal 2017). De terrestriske arealer vurderedes derimod ikke at have udviklet sig til en beskyttet naturtilstand i de første 10-15 år efter anlæggelsen af Peberholm. Ohrt (2011) vurderede dog, at vegetationen flere steder på øen havde karakter af kalkoverdrev og strandenge efter 10 år.

Effektovervågning

Der er ikke gennemført en systematisk overvågning af naturudviklingen på Peberholm. Lunds Botaniske Förening har siden 1999 gennemført årlige inventurer, i nogle tilfælde sammen med Dansk Botanisk Forening (Ohrt (2011), Nilsson et al. (2017)). Diverse universiteter og konsulentfirmaer har inventureret øen for padder og insekter. Siden 2001 har Øresundsbro Konsortiet fulgt udviklingen af ynglefugle på øen sammen med Københavns Lufthavne og det tidligere Københavns Amt.

3.4 Ny natur på statens arealer

3.4.1 Naturstyrelsen

Naturstyrelsen er landets største naturforvalter med ansvaret for 90.000 ha lysåbne naturarealer, hvoraf godt 62.000 ha er registreret som § 3-natur, hvilket svarer til 13,8 % af det samlede areal med § 3-beskyttet natur i Danmark (Nygaard et al. 2016). Gennem de sidste årtier har Naturstyrelsen udlagt adskillige arealer i succession fra agerjord, græsmarker og ryddede plantager til lysåbne naturarealer, der på sigt kan vokse ind i Naturbeskyttelseslovens § 3 som eng, overdrev, hede, mose eller strandeng. De nye naturarealer er udlagt som en del af drifts- og plejeplanerne for statens arealer i forbindelse med LIFE-naturprojekter (fx Skjern Å, LIFE Overdrev II, se afsnit 3.5.2), lysåbne arealer i skovrejsningsprojekter eller forskellige typer vådområdeprojekter (se Tabel 3.5.2). Nye naturarealer, der endnu ikke har udviklet sig til en § 3-beskyttet tilstand eller er kortlagt som en habitatnaturtype, er registreret som "slette" i Naturstyrelsens driftsdatabase, og som udgangspunkt forvaltes disse efter de samme retningslinjer som de beskyttede naturarealer, og de græsses ofte i sammenhæng med de lysåbne naturarealer. Naturstyrelsen vurderer endvidere, at der siden 1994 er foretaget genopretning af hydrologien på mere end 6.000 ha (Krogh et al. 2017), blotlagt 28 km rørføringer og etableret op mod 800 nye vandhuller og søer på statens arealer i perioden 1994-2016 (Krogh 2017).

Indsatser

Som en del af udredningen af de danske erfaringer med erstatningsnatur (eller ny natur) har 17 af Naturstyrelsens enheder indtegnet 228 områder i GIS, med et samlet areal på 5.416 ha (hvoraf Skjern Å alene udgør 2.043 ha), der med få undtagelser er konverteret fra agerjord til lysåben natur siden 1970'erne. For hvert areal er det angivet, hvornår driften ophørte, og hvilke indsatser der er foretaget i etableringsfasen, og om der er foretaget opfølgende forvaltning i form af græsning eller høslæt.

På hovedparten af de arealer, Naturstyrelsen har udlagt med henblik på udvikling af ny natur, er der etableret græsning eller høslæt, og på en mindre del er der foretaget slåning uden fjernelse af det afhøstede materiale. I en række ældre projekter er arealerne etableret med udsåning af græs- og kløverblandinger, ligesom det har været tilladt at gødske og omlægge en mindre del af arealerne. I de nyere projekter har der været fokus på at udlægge arealerne i succession med udgangspunkt i bar jord.

Ud over LIFE Overdrev II-projekterne (se afsnit 3.5.2), et skovrejsningsprojekt ved Aarhus og enkelte overdrevs- og hedeprojekter i Vestjylland (Figur 3.4.1) er der ikke eksempler på projekter med aktive indsatser for at udpine jordbunden eller assistere spredningen af arter.

Der er ikke foretaget en overvågning af udviklingen på de arealer, der er udlagt til ny natur.



Figur 3.4.1. Hede i Vrøgum Klitplantage, hvor to dyrkede marker blev taget ud af omdrift i 1994. På marken mod vest blev jordbundens næringspulje reduceret ved afskrælning af de øverste jordlag, og på marken mod øst blev næringspuljen forsøgt udpint ved høslæt. Begge arealer er sammen med den omgivende hede registreret som § 3-hede efter 23 års udvikling. Det fremgår tydeligt på luftfotos, at dækningen af dværgbuske er størst på det areal, hvor overjorden er fjernet i forbindelse med etableringen, og at det østlige areal endnu ikke har udviklet hedevegetation.



Figur 3.4.2. Kortudsnit med et af de 228 arealer, Naturstyrelsen har udlagt som ny natur. Langs et genslynget vandløb i Holstebro Kommune, hvor arealanvendelsen frem til 2009 var dyrkede marker, har der udviklet sig en § 3-beskyttet tilstand med ferske enge (lys blå signatur), moser (mellembå signatur) og vandhuller (mørk blå signatur) på blot 5 år. De tørre dele af arealet har endnu ikke udviklet sig til § 3-overdrev.

Udvikling af beskyttet natur

DCE har gennemgået de 228 områder med ny natur, som Naturstyrelsen har indtegnet i GIS, og sammenlignet med ortofotos fra 1995 til 2016 og den vejledende § 3-registrering fra 1999 (amternes første § 3-registreringer i perioden 1997-1999), december 2006 og juni 2017 (se eksempel i Figur 3.4.2). For hvert af de 228 arealer blev det estimeret, hvornår de tidligere dyrkede marker før-

ste gang blev registreret som omfattet af naturbeskyttelseslovens bestemmelser. For nogle af de indtegnede arealer har dele af arealet (typisk de vådeste partier) udviklet sig til en § 3-beskyttet tilstand, mens andre dele (ofte de tørre partier) endnu ikke indgår i den vejledende registrering. Her har vi beskrevet udviklingen på de to delarealer hver for sig (se Tabel 3.4.1).

Tabel 3.4.1 viser en oversigt over 135 af de 228 arealer, der er udlagt på tidligere agerjord, og hvor der er angivet et nogenlunde præcist årstal for dyrkningsophøret. Af disse er hovedparten ganske unge, og knap halvdelen er udlagt i succession mod ny natur siden år 2000. Hovedparten af arealerne er udlagt i succession mod overdrev (71 eksempler) og ferske enge (57), og kun ganske få arealer udvikler sig mod mose, hede og strandeng. En del arealer er så unge, at det endnu ikke vides, hvilken retning successionen tager (angivet som ukendt i tabellen).

Som det fremgår af tabellen, er der flere eksempler (22) på, at der er udviklet en § 3-beskyttet tilstand på nye naturarealer med naturtypen fersk eng inden for en periode på 10-20 år, men i lige så mange tilfælde (20) har vegetationen ikke udviklet en sammensætning af arter, der opfylder bestemmelserne for en beskyttet tilstand. Det tager længere tid at udvikle nye overdrev på tidligere dyrkede marker. Af 40 arealer, der har ligget i succession mod overdrev i 10-20 år, har blot en sjettedel (6 ud af 40 arealer) en tilstand, der vurderes at være omfattet af § 3, og efter mere end 20 år har en væsentlig del af arealerne stadig en sammensætning af arter, der ikke opfylder kriterierne for § 3-overdrev.

Oversigten er ikke en fuldstændig oversigt over Naturstyrelsens arealer i succession fra dyrket mark mod lysåben natur, men skal ses som en samling af eksempler på, hvor hurtigt en opgiven mark (eller dele af marken) kan udvikle sig til en beskyttet naturtilstand. Der er flere forhold, der gør, at oversigten ikke kan antages at være repræsentativ for naturudviklingen på dyrkede marker i Danmark. Vi forventer, at der vil være en overrepræsentation af succesfulde udlægninger af ny natur i oversigten, da disse er friske i erindringen. Arealerne vil i mange tilfælde være udvalgt til ny natur, da de har været marginale i forhold til intensiv landbrugsmæssig drift (tørre, sandede eller tunge, vandlidende jorder), og arealerne formodes at ligge i områder med en relativt høj naturtæthed, hvorfra der er større muligheder for, at arterne kan sprede sig.

Tabel 3.4.1. Oversigt over 135 arealer (med 159 naturtypeforekomster), der er udlagt som ny natur i Naturstyrelsens drifts- og plejeplaner siden 1970'erne. For naturtyperne mose, fersk eng, strandeng, overdrev, hede og ukendt (unge projekter, hvor successionens retning endnu ikke er kendt) er det vist, om hele eller dele af de nye naturarealer har udviklet sig til en beskyttet naturtilstand, og hvor lang tid det har taget.

Hastighed	Mose		Fersk eng		Strandeng		Overdrev		Hede		Ukendt	Samlet
	§ 3	Ikke § 3	§ 3	Ikke § 3	§ 3	Ikke § 3	§ 3	Ikke § 3	§ 3	Ikke § 3	Ikke § 3	
< 10 år	3		1	4				5			9	22
10-19 år	1		22	20			6	34		2	8	93
20-29 år	1		3	6	2		6	11	2	2	1	34
30-39 år							2	3				5
40-49 år				1			3	1				5
Samlet	5	0	26	31	2	0	17	54	2	4	18	159

3.4.2 Forsvarsministeriet

Forsvarsministeriet er landets næststørste naturforvalter med ansvaret for sammenlagt ca. 32.000 ha, hvoraf ca. 15.000 ha er registreret som § 3-natur. Det svarer til 3,6 % af det samlede areal med § 3-beskyttet natur i Danmark (Nygaard et al. 2016).

Forsvarsministeriets Ejendomsstyrelse varetager drift og pleje på Forsvarsministeriets arealer, og der udarbejdes drifts- og plejeplaner for de største terræner, typisk skyde- og øvelsesterrænerne. Der foreligger p.t. drifts- og plejeplaner for 49 områder med en beskrivelse af de militære, naturbeskyttelses- og driftsmæssige målsætninger, der knytter sig til de enkelte terræner. Mange terræner er anlagt på gammel landbrugsjord, og de fleste steder findes der arealer, der har været opdyrket (fx gamle marker på Borris Skydeterræn). De opgivne marker, der endnu ikke har udviklet sig til en § 3-beskyttet tilstand eller er kortlagt som en habitatnaturtype, er typisk registreret som "slette". Som udgangspunkt forvaltes de efter de samme retningslinjer som beskyttede overdrev, og de græsses enten i sammenhæng med de lysåbne naturarealer eller holdes lysåbne ved slåning med eller uden fjernelse af biomassen.

I modsætning til Naturstyrelsen har Forsvarsministeriet ikke en målsætning om at skabe ny natur, der kan vokse ind i en beskyttet tilstand. Det hænger sammen med, at de militære områders primære funktion er at sikre rammer for uddannelse og træning af soldater med en benyttelse af arealerne (fx kørsel med tunge køretøjer og gravearbejder), der både kan være med til at sikre en god naturlig dynamik, men også kan være i konflikt med § 3-beskyttelse. På nogle skydeterræner søges derfor om genopdykningsret på de opgivne marker, så de ikke bliver bundet af § 3-beskyttelsen, om end det ikke er med henblik på at opdyrke arealerne.

På arealer, der allerede er omfattet af § 3-beskyttelsen, foregår der en række plejeaktiviteter (rydning, græsning, høslæt, brand og genopretning af hydrologi) med henblik på at forbedre værdien som levested for sårbare og truede arter. En af disse aktiviteter er sandmarksdrift på en del af de gamle marker, der er domineret af græsser såsom blåtop. Her nulstilles successionen ved pløjning eller afskrælning af de øverste jordlag (FBE 2013). Herved blotlægges mineraljorden, og successionen kan starte forfra med kolonisering af lavtvoksende og nøjsomme plantearter, ligesom den varme og tørre jordbund er et attraktivt levested for insekter, edderkopper og markfirben.

Der gennemføres ikke konsekvent overvågning af udviklingen på de opgivne og plejede marker på Forsvarsministeriets arealer.

3.5 Ny natur i naturgenopretningsprojekter

3.5.1 LIFE-projekterne

LIFE er en EU-tilskudsordning, der yder økonomisk støtte til projekter, der bidrager til at gennemføre og udvikle EU's miljø og klimapolitik. Siden LIFE-programmet blev initieret i 1992, er der medfinansieret 35 danske projekter med fokus på natur og biodiversitet (European Commission 2016). I begyndelsen af perioden var formålet rettet mod at gennemføre indsatser for naturen generelt, men i de senere år har fokus været på at bidrage til at opnå gunstig bevaringsstatus for naturtyper (fx klithede, overdrev, vandløb, kystlagune, højmoser, rigkær og kildevæld) og arter på habitat- og fuglebeskyttelsesdirektivernes bilagslister (fx snæbel, hede-pletvinge, klokkefrø, tykskallet malermusling, eng- og

vadefugle). Projekterne har primært været gennemført af Naturstyrelsen, men i de senere år har kommunerne ansøgt om støtte til en række lokale naturprojekter og leder seks af de 12 LIFE-projekter, der var i gang i 2017.

I flere LIFE-projekter er der gennemført en ekstensivering af dyrket landbrugsjord med henblik på at etablere nye levesteder (typisk vandhuller), genoprette vådområder, etablere bufferzoner mod sårbare naturområder eller sammenkæde værdifulde naturlokaliteter (Tabel 3.5.1).

Tabel 3.5.1. Oversigt over nogle af de LIFE-naturprojekter, hvor der er inddraget agerjorder eller græsmarker. * Projektet er en del af indsatsen for vandmiljøet og indgår i oversigten i Tabel 3.5.4. Projekterne er beskrevet på Europa-Kommissionens hjemmeside (European Commission 2016).

Projekt	Årstal	Område	Ny natur	Aktivitet	Målsætning for naturudvikling	Aktør
LIFE70	2012-18	Brændegård Sø	23 ha agerjord	Hydrologi	Rigkær	Fåborg-Midtfyn Kommune
LIFE70	2012-18	Arreskov Sø	12 ha agerjord	Hydrologi	Vedvarende græs	Fåborg-Midtfyn Kommune
LIFE70	2012-18	Storelung	Ekstensivere en del af de omkringliggende landbrugsarealer	Hydrologi	Bufferzone	Faaborg-Midtfyn Kommune
LIFE70	2012-18	Odense Ådal	25 ha agerjord	Hydrologi	Enge og moser	Odense Kommune
LIFE70	2012-18	Urup Dam	3 ha agerjord	Ekstensivering	Bufferzone omkring ekstremrigkær	Kerteminde Kommune
SMOOTH	2011-16	Sølsted Mose	Ikke beskyttet kulturreng	Ekstensivering	Bufferzone mod højmoser	Tønder Kommune
Connect habitats	2010-13	Bøjden Nor	25 ha intensivt dyrket mark på fed leret jord	Podning med afslået hø (fra Bobakkerne)	Sø og overdrev	Fugleværnsfonden
Overdrev II (se case 10)	2010-13	Ristinge Klint, Fyns Hoved, Jøvet, Suserupgaard, Bjergene og Bollinge Bakker	Plantager og agerjord i succession mod overdrev	Podning af overdrev, udpinning (afgrøde og høslæt), udsåning af frø, podning med tørv og samgræsning	Overdrev	Naturstyrelsen
Helnæs	2010-13	Bobakkerne	15 ha agerjord	Udpining ved høslæt, Kalkoverdrev	podning med hø	Naturstyrelsen
Skjern Å*	1999-2002	Skjern Å og Skjern Enge	1.200 ha agerjord	Græsning, hydrologi, ekstensivering	Vandløb, enge og moser	Naturstyrelsen
Snæbel*	2005-13	Varde Å m.fl. (genslyngning af 20 km)	Agerjord i succession mod enge og moser	Hydrologi	Vandløb, enge og moser	Naturstyrelsen
Regain*	2003-11	Odense Å (genslyngning af 12,2 km)	Agerjord i succession mod enge og moser	Hydrologi	Vandløb, enge og moser	Naturstyrelsen
Tryggelev Nor*	2002-06	Nørreballe Nor	68 ha fed agerjord	Hydrologi	Sø og våde enge	Fugleværnsfonden Del af VMPII
Vadehavet*	1999-	Varde Å	20-årig udtagning af agerjord og pillemarker (ordningen udløber fra 2017)	Ekstensivering	Enge	Naturstyrelsen

Case 10 LIFE Overdrev II

Periode	2010-2013.
Målsætning for naturudvikling	Etablering af nye overdrev (6210 og 6230).
Areal	7 projektområder.
Arealanvendelse	Agerjord og eksisterende natur.
Jordbund	Sandet jordbund.
Indsats	Ekstensivering, udpining, assisteret spredning.
Forvaltning	Græsning.
Overvågning	Overvågning af de eksisterende naturarealers naturtilstand. Ingen systematisk overvågning af nye naturarealer.
Projektansvarlig	Naturstyrelsen og Thisted Kommune.
Links	http://naturstyrelsen.dk/naturbeskyttelse/naturprojekter/life-overdrev-ii/ .



Figur 3.5.1. Oversigt over de gennemførte indsatser i projektområdet Suserupgaard i LIFE Overdrev II-projektet. Efter (Naturstyrelsen 2013a).

Formål

Formålet med projektet har været at forbedre tilstanden af eksisterende arealer med en række tørre habitatnaturtyper (grå / grøn klit, klithede, tør hede og overdrev) og levesteder for en række habitatarter samt at udvide arealet med tørt kalksandsoverdrev (6120), kalkoverdrev (type 6210) og surt overdrev (type 6230). Desuden har det været et mål at etablere nye levesteder for strandtudse, stor vandsalamander, løvfrø og springfrø.

Indsatser

På de eksisterende naturarealer er der foretaget rydninger og bekæmpelse af invasive arter og etableret græsning. Der er også blevet oprenset og gravet vandhuller til gavn for strandtudse, stor vandsalamander, løvfrø og springfrø. Arealet med overdrev er udvidet ved at sammenkæde eksisterende overdrev med tidligere agerjorder og plantager. I projektområderne ved Suserupgaard, Fyns Hoved og Jøvet, Bjergene og Bollinge Bakker samt Ristinge Klint er der udlagt agerjord i succession mod overdrev, og der er foretaget en række forsøg på at optimere udviklingen af overdrevsvegetation, herunder udpining af jordbunden og assisteret spredning ved samgræsning, udsåning af frø og podning med tørv på en del af arealerne (Tabel 3.5.2) (Naturstyrelsen 2012, 2013b, c).

Udpining

På de tidligere marker, der er udtaget til udvikling af nye overdrevsarealer, er der ved projektets start foretaget en måling af jordbundens fosforindhold. I projektet har der været en målsætning om at reducere fosforindholdet til under 10 mg P/kg, der antages at være en grænseværdi for en gunstig naturudvikling (Gilbert et al. 2009). Jordbundsanalyserne viste, at de tidligere marker på Suserupgaard havde et meget højt fosforindhold (se også Figur 4.2.1), og det blev besluttet at foretage en udpining af jorden i en treårig periode (2010–2013) ved følgende aktiviteter (Naturstyrelsen 2012):

- Græsning på de arealer, som havde et væsentligt naturindhold (G på kortet i Figur 3.5.1).
- Høslæt to gange årligt (H på kort).
- Dyrkning af vinterrug uden gødskning (D på kort).
- Jordbehandling i form af pløjning eller fræsning (P og F på kort).

Der har endvidere været planer om at teste effekten af reolpløjning på jordbundens næringspulje, men denne metode blev opgivet.

I projektet er dyrkningsjorden efterladt i stub eller sortbrak uden undersåning af kulturgræsser eller kløver. Herved øges muligheder for udvikling af overdrev ved kolonisering af overdrevsplanter, der har vanskeligt ved at etablere sig i en tæt vegetation af flerårige kulturgræsser og kløver.

Assisteret spredning

De opgivne agerjorder ved Suserupgaard har været opdyrket gennem mange år, og frøpuljen var formodentlig meget sparsom. Som en del af LIFE-projektet blev der derfor foretaget udsåning af overdrevsfrø i 2013, efter at jordens næringsindhold havde været forsøgt nedbragt gennem tre år (se ovenfor). Oprindeligt var det planen at udså frø på alle de opgivne marker (40 ha), men af praktiske årsager endte man på 18 ha. Frøene blev høstet på et 1,5 ha overdrevsareal i Mandemarke Bakker, der på høsttidspunktet havde været taget ud af omdrift i godt 30 år. Donorarealet var normalt græsset og blev derfor frahegnet græsning fra marts til august for at sikre frøsætning. Høsten foregik i to omgange med ca. 10 dages mellemrum for at opnå størst mulig mængde og variation af frø. Udbyttet fra høsten var på ca. 210 kg frø og indeholdt 52 arter fra kalkoverdrev og surt overdrev (Naturstyrelsen 2013a).

Inden udsåningen blev arealerne pløjet og harvet eller efterladt i stub, og i september 2013 blev frøene spredt ud med en såmaskine med en tæthed på 10 kg per ha, hvorefter der blev tromlet. For at forlænge udpiningen af den næringsrige jordbund og at begrænse ukrudtstrykket i etableringsåret blev der på halvdelen af det tilsåede areal udsået vinterrug med halv udsædsmængde.

Med henblik på at fremme udviklingen mod overdrev er der i projektet gennemført forsøg med podning af udtagne agerjorde på Suserupgaard med overdrevstørv. I efteråret 2013 er der således udgravet 100 tørveprøver a 50 * 50 cm i 10 cm dybde fra lokale grusgrave, der ikke er omfattet af § 3. Tørven er udlagt på tidligere agerjord i skaktern med en indbyrdes afstand på 3 m.

Effektovervågning

Ved projektets start er der foretaget en kortlægning af de eksisterende naturarealers tilstand som en del af NOVANA-programmets operationelle overvågning (Naturstyrelsen 2013a). Dataindsamlingen har fulgt metoderne i (Fredshavn et al. 2011), og der er indsamlet data om artssammensætningen i 5 m cirkler og de strukturelle forhold i afgrænsede polygoner med ensartet vegetation og forvaltning. Efterfølgende er der beregnet strukturindeks, artsindeks og en samlet naturtilstand efter tilstandsvurderingssystemet (Fredshavn og Ejrnæs 2006). Dataindsamlingen er gentaget som en del af LIFE-projektet i 2013 i udvalgte områder (Naturstyrelsen 2013a).

Der er ikke foretaget en egentlig overvågning af udviklingen af ny natur på de opgivne marker og dermed ikke en effektvurdering af de afprøvede metoder med at udpine jordbunden og assistere arternes spredning. Ifølge aktionsplanen vil effekterne af udpining og succession blive dokumenteret i form af jordprøver med måling af pH og fosfortal og vegetationsudviklingen ved plantelister fra områder med forskellig indsats (Naturstyrelsen 2012).

Tabel 3.5.2. Oversigt over indsatser på nye naturarealer i LIFE overdrev II projektet i perioden 2010-2013. Fra (Naturstyrelsen 2013a).

Projektområde	Ny natur	Udpining	Etablering	Assisteret spredning
Suserupgaard	40 ha agerjord.	Græsning (15 ha). Høslæt 2 gange årligt (10 ha). Dyrkning af vinterrug i 3 år (10 ha). Fræsning eller pløjning (6 ha).	Bar mark efter pløjning og fræsning. Stubmark efter dyrkning af vinterrug.	Udsåning på 18 ha med frø (52 arter) fra eksisterende overdrev. Podning med overdrevstørv i 100 felter. Samgræsning med eksisterende naturarealer afventer, at jordens næringsindhold er reduceret.
Bjergene og Bollinge Bakker	5,25 ha ryddet plantage.	Gentagne høslæt i 2-4 år.	Bar mark efter pløjning og harvning af etableret vegetation med kulturgræsser.	Koloniseringsbegrænsning håndteres ved samgræsning med etablerede overdrev.
Ristinge Klint	Agerjord.	Jorden er allerede ret næringsfattig (< 10 mgP).		Podning af overdrevsarter Flytte tørv fra nærliggende overdrevsarealer og pøde dem på de tidligere marker nord for den vestligste del af skrænten.
Fyns Hoved og Jøvet	6,2 ha agerjord.			

Miljøstyrelsen og Naturstyrelsen på Fyn har dog dokumenteret tilstanden på 25 statsejede arealer efter metoderne i (Fredshavn et al. 2011). Dyrkningen af arealerne er opgivet i perioden 1970-2005 med en målsætning om at udvikle kalkoverdrev eller surt overdrev (Vinther et al. 2017). Heraf har 17 lokaliteter udviklet en tilstand svarende til kalkoverdrev efter 11-46 år, og to arealer kan karakteriseres som surt overdrev efter 29-62 år, mens tre lokaliteter stadig betegnes som græsmarker efter 12-22 år. Selv om flere af de karakteristiske plantearter er til stede på dele af lokaliteterne, har de nye overdrev dog endnu ikke

udviklet karakteristiske strukturer som tuer af gul engmyre, store sten i jordoverfladen, afbidte træer og buske m.m. Undersøgelsen viste, at etablering af nye overdrev er afhængig af et lavt indhold af plantetilgængeligt fosfor i jordbunden (0,5-2,8 mg/100g tørstof, se også Figur 4.2.2), at der er kort afstand til gamle overdrev med forekomst af typiske overdrevsplanter. Endelig er det vigtigt, at der i omgivelserne omkring det nye overdrev er et relativt stort areal af overdrev, og at der ikke forekommer større arealer med dyrkede marker. Betydningen af dyrkningshistorien er ikke undersøgt i projektet.

3.5.2 Vådområdeprojekterne

Siden slutningen af 1980'erne er der gennemført hundredvis af vådområdeprojekter i Danmark med et samlet areal på mindst 25.000 ha (se Tabel 3.5.3 og 3.5.4). For hovedparten af vådområdeprojekterne har det primære formål været at nedbringe næringsbelastningen af grundvand, kystvande, søer og vandløb.

3.5.2.1. Indsatser for vandmiljøet

Siden 1998 har indsatserne for vandmiljøet haft til formål at leve op til nitratdirektivet, og siden 2009 at bidrage til målsætningen i EU's vandrammedirektiv om minimum god økologisk tilstand i det danske vandmiljø. Vådområder som virkemiddel til kvælstoffjernelse, indgår derfor som et væsentligt element i vandmiljøplanerne (VMPII fra 1998 og VMPIII fra 2004) i den særlige vand og naturindsats (del af Grøn Vækst aftalen fra 2009) og i vandplanindsatsernes kvælstof- og fosforvådområder (fra 2009). Her har fokus været at skabe anaerobe forhold, så der fjernes nitrat via denitrifikation og oversvømmelser, der tillige giver en deponering af partikulært fosfor. Projektområderne udvælges med henblik på størst mulig omsætning af kvælstof, og i de seneste år også deponering af fosfor. Udviklingen må alt andet lige forventes at gå i retning af relativt næringsrige naturarealer, der kun undtagelsesvis vil fungere som levesteder for sjældne og truede arter.

I Tabel 3.5.3 er vist en oversigt over de gennemførte vådområdeprojekter for vandmiljøet i Danmark i perioden 1998-2015. Det skønnes, at vådområdeprojekterne omfatter et samlet areal på godt 15.500 ha (Miljøstyrelsen 2017). Da der ikke er foretaget en systematisk registrering af arealanvendelsen af de gennemførte vådområdeprojekter, mangler der eksakt viden om hvor stor en del af de berørte arealer, der var hhv. § 3-beskyttet natur og agerjorder før projekternes gennemførsel. Et forsigtigt skøn er dog, at omtrent 9.000 ha var agerjord eller ikke-beskyttede græsarealer. Der mangler også systematisk viden om hvilke naturtyper der er udviklet på arealerne efter projekternes afslutning, herunder fordelingen mellem akvatisk (sø og vandløb) og terrestrisk natur (typisk enge og moser). For langt de fleste projekter er der ikke lavet en registrering af projektområdernes afgrænsning, og det har derfor ikke været muligt at evaluere, om de nye naturarealer har udviklet sig til en beskyttet tilstand.

Tabel 3.5.3. Oversigt over gennemførte vådområdeprojekter i Danmark i perioden 1998-2015 som en del af indsatserne for vandmiljøet. Kilde: Miljøstyrelsen (2017). ¹ Ekstrapolation af 56 projekter med et samlet areal på 4.488 ha (Hansen et al. 2011), ² Vurdering fra Miljøstyrelsen (2017).

Indsatser (1999-2015)	Periode	Formål	Areal	Areal ny natur	Overvågning
Vandmiljøplan II	1998-2006	Vandmiljø/(natur)	6.752	3.650 ha 54 % ¹	Ganske få områder
Den særlige vand- og naturindsats	2007-2013	Vandmiljø/natur	2.097	Ukendt (men lille)	Nej
Lavbundsprojekter		Vandmiljø	34	Ukendt	Nej
Vandplanindsatser – statslige vådområder	2009-2015	Vandmiljø	979	5.125 ha	Nej
Vandplanindsatser – kommunale P-vådområder	2009-2015	Vandmiljø	150	78 % ²	Nej
Vandplanindsatser – kommunale N-vådområder	2009-2015	Vandmiljø	5.442		Nej
I alt			15.545	> 8.775	

Vandmiljøplanerne

Etablering af våde enge var et af virkemidlerne i Vandmiljøplan II-aftalen, hvor der var planlagt genetablering af 16.000 ha vådområder i perioden 1998-2003. Det primære formål var at reducere kvælstofbelastningen af vandmiljøet, mens udviklingen af ny natur var sekundært. I perioden blev retableret 8.753 ha vådområder, herunder Vilsted Sø, Aarslev Engsø, Odense Å, Halkær ådal, Lyngbygårds Å, Hellegård Å og Nagbøl Å.

Som en del af VMPII-overvågningen blev der gennemført en basisundersøgelse af arealanvendelsen før gennemførslen af de første 24 projekter med et samlet areal på 1.365 ha (Hoffmann et al. 2006). Disse projekter svarer til 20 % af det samlede areal med VMPII-vådområder (Tabel 3.5.3). Heraf var 41,5 % af arealet i landbrugsmæssig drift som dyrkede marker (27 %), græsmarker (12 %) eller brakmarker (2%), mens halvdelen af arealet forud for projekternes gennemførelse var omfattet af Naturbeskyttelseslovens § 3, primært som eng (især kulturenge) eller mose (Hoffmann et al. 2006).

I en evaluering af vådområdeindsatsens omkostningseffektivitet i forhold til omsætning af kvælstof har Hansen et al. (2011) undersøgt ændringerne i arealanvendelsen for 56 projekter med et samlet areal på 4.488 ha ud fra oplysninger fra de daværende amter. Disse projekter svarer til 66 % af det samlede areal med VMPII-vådområder (Tabel 3.5.3). Heraf var 54 % i omdrift som dyrkede marker (46%) eller græsmarker (8 %) forud for projekternes gennemførelse, mens det resterende areal primært udgjordes af enge og moser. Efter retableringen udgjorde søer og vandhuller knap 40 % af vådområdenes samlede areal, mens resten var enge og moser.

Under antagelse af, at denne fordeling er gældende for alle vådområdeprojekterne, har VMPII-indsatsen bidraget med etableringen af omtrent 3.650 ha ny natur på tidligere omdriftsarealer og græsmarker. En opgørelse over hvilke naturtyper der har udviklet sig på disse arealer, forudsætter en mere detaljeret analyse end rammerne for denne rapport tillader.

Den særlige vand- og naturindsats

I 2008 afsatte den daværende VK-regering midler til en særlig vand- og naturindsats (kendt som miljømilliarden) i 11 geografiske indsatsområder (Skov- og Naturstyrelsen 2008). Formålet var at levere et væsentligt bidrag til gennemførelsen af EU's vandrammedirektiv og Natura 2000-direktiverne. Samlet blev der retableret 2.097 ha vådområder (Tabel 3.5.3), herunder Kastbjerg Ådal, Værumengene og Silke Å. Der findes ingen opgørelser over arealanvendelsen af de retablerede vådområder før ændringerne i de hydrologiske forhold, og det er dermed ikke muligt at angive hvor megen ny natur der er

kommet ud af denne indsats. I de projekter hvor det primære formål har været at bidrage til gunstig bevaringsstatus i henhold til habitatdirektivet, formodes andelen af ny natur at være meget lav.

Vandplanindsatser (2009-2015)

Vandområdeplanerne udgør tilsammen en plan for, hvordan man kan forbedre det danske vandmiljø og dermed opnå renere vand i kystvande, søer, vandløb og grundvand i overensstemmelse med EU's vandrammedirektiv. I den første planperiode for de statslige vandplaner (2009-2015) blev der gennemført en række vådområdeprojekter med henblik på at øge mulighederne for at mindske kvælstof- og fosforudledningen og øge mulighederne for at opnå en god økologisk tilstand i søer, fjorde og vandløb.

I perioden 2012-2013 har den statslige vandplanindsats ført til 979 ha nye vådområder i form af søer, moser og våde enge, mens den kommunale vandplanindsats har ført til etableringen af 150 ha nye fosforvådområder og 5.442 nye kvælstofvådområder (Miljøstyrelsen 2017) (Tabel 3.5.3).

Kvælstofvådområderne har til formål at reducere udledningen af kvælstof til fjorde og kystvande. Projekterne skal omdanne nitrat til frit kvælstof via denitrifikation og er typisk lavet ved overrisling med drænvand fra de omkringliggende arealer, etablering af lavvandede søer eller periodevis oversvømmelser af de vandløbsnære arealer ved at hæve vandløbsbunden og genslynge en vandløbsstrækning.

Fosforvådområderne er etableret for at reducere udledningen af fosfor til udvalgte søer. Projekterne er typisk lavet ved at genoprette og omlægge vandløb, så der sker en bundfældning og tilbageholdelse af det partikelbundne fosfor på de oversvømmede vandløbsnære arealer.

Miljøstyrelsen (2017) har opgjort arealanvendelsen i de vådområdeprojekter, der er gennemført som en del af vandplanindsatsen. Her udgør omdriftsarealerne hele 78 % af det samlede areal, svarende til etableringen af 5.125 ha ny natur (Tabel 3.5.3).

3.5.2.2 Naturgenopretningsprojekterne

En del af vådområdeprojekterne har naturgenopretning som det primære formål. Det gælder især naturforvaltningsmidlerne (Skov- og Naturstyrelsen 1999), LIFE-projekterne (se også afsnit 3.5.2) og de fondsfinansierede naturgenopretningsprojekter (fx Filsø), men også en del af projekterne i den særlige vand- og naturindsats har karakter af naturgenopretning (fx Kastbjerg Ådal). I disse projekter har fokus været at genskabe de naturlige hydrologiske forhold og at optimere udviklingen af artsrige levesteder blandt andet ved at begrænse tilgængeligheden af næringsstoffer. Alt andet lige forventes det, at udviklingen vil være mere forskelligartet, og at nogle arealer vil udvikle sig til relativt næringsfattige naturarealer, der vil kunne fungere som levesteder for sjældne og truede arter.

Tabel 3.5.4 viser en oversigt over nogle af de gennemførte vådområdeprojekter i Danmark, siden naturforvaltningsmidlerne kom på finansloven i 1989. Der findes ikke en samlet oversigt over de gennemførte naturgenopretningsprojekter, men de formodes at dække noget mere end de 10.500 ha, der er listet i tabellen. Da der ikke er foretaget en systematisk registrering af arealanvendelsen af de gennemførte naturgenopretningsprojekter, mangler der (med undtagelse af Skjern Å) eksakt viden om, hvor stor en del af de berørte

arealer, der var hhv. § 3-beskyttet natur og agerjorder før projekternes gennemførelse. Men naturarealerne forventes at udgøre en relativt lille andel. Der mangler også systematisk viden om hvilke naturtyper der er udviklet på arealerne efter projekternes afslutning, herunder fordelingen mellem akvatisk (sø og vandløb) og terrestrisk natur (typisk enge og moser). For langt de fleste projekter er der ikke lavet en registrering af projektområdernes afgrænsning, og det har derfor ikke været muligt at evaluere om de nye naturarealer har udviklet sig til en beskyttet tilstand.

Tabel 3.5.4. Oversigt over udvalgte naturgenopretningsprojekter i Danmark i perioden 1989-2015. Kilde: (Hansen 2011, 2014), (Skov- og Naturstyrelsen 1999) og <http://naturstyrelsen.dk/naturbeskyttelse/naturprojekter>. ¹ Omfattet af Vandmiljøplan II og/eller den særlige vand- og naturindsats. ² Overvågning af åbne vandflader, forekomsten af fugle og odder og ændringer i den terrestriske vegetation før retableringen og to år efter. Der var yderligere to års overvågning af vandkemi og fugle (Søndergaard et al. 2001, Søndergaard et al. 2003). ³ Undersøgelser af vegetationen i transekter på tværs af søen (før samt et og fire år efter retableringen) (Orbicon 2008).

Vådområdeprojekter	Periode	Formål	Areal Samlet	Areal Ny natur	Effektovervågning
Naturforvaltningsmidlerne (udvalgte projekter)					
Bølling Sø	2004	Natur	835	Ukendt	Ja ³
Geddal Strandenge	1992	Natur	140	Ukendt	Nej
Hindemøse	1994	Natur	65	Ukendt	Nej
Holløse Bredning	1999	Natur	83	Ukendt	Nej
Højby Sø	1990	Natur	60	Ukendt	Nej
Juelstrup Sø	2011	Natur	90	Ukendt	Nej
Legind Vejle	1991	Natur	69	Ukendt	Nej
Oldenør	1993	Natur	39	Ukendt	Nej
Solbjerg Engsø	1993	Natur	53	Ukendt	Nej
Spøttrup Sø	1994	Natur	110	Ukendt	Nej
LIFE-projekter					
LIFE Skjern Å	1999-2002	Natur	2.200	1.200	Ja (se case 11)
LIFE Snæbel	2005-2013	Natur	470	Ukendt	Nej
LIFE Regain	2003-2011	Natur	350 ¹	Ukendt	Nej
LIFE Veststadil Fjord	1999	Natur	680	Ukendt	Ja ²
LIFE Vadehavet (projekt Engsnarre)	1999-	Natur/vandmiljø	2.488	Ukendt	Nej
LIFE Tryggelev Nor	2002-06	Natur/vandmiljø	163 ¹	Ukendt	Nej
Fondsprojekter					
Filsø (AVJ fonde)	2012	Natur	2.320	En stor del af arealet	Ja (se case 12)
Gyldensten-lagunen (AAVJ)	2014	Natur	350		Ja
I alt			10.565		

3.5.2.3 Indsatser i vådområdeprojekterne

Vådområderne er typisk etableret ved en eller flere af følgende ændringer af de hydrologiske forhold:

- fjernelse af afvandingssystemer (dræn, grøfter og eventuelle pumper), så vandet løber frit gennem området både som overfladevand og grundvand
- genopretning af vandløb (genslyngning, hævet bund, ophør af grødeskæring), der giver vandløbene deres naturlige dimensioner tilbage, herunder også oversvømmelse af de vandløbsnære arealer ved høje afstrømninger i vinterperioden
- overrisling med drænvand fra bagvedliggende marker.

Herved skabes vådområder, der er permanente eller tidvist fugtige, våde eller vandækkede arealer.

Der findes ingen systematisk dokumentation af, hvordan vådområdeprojekterne er designet, eller hvordan de nye naturarealer er etableret. Det er derfor meget vanskeligt at evaluere, hvilke faktorer der har betydning for successionens retning og hastighed.

3.5.2.4. Effektovervågning i vådområdeprojekterne

Der er kun undtagelsesvis foretaget en overvågning af biodiversitetseffekterne af de gennemførte vådområdeprojekter (se Tabel 3.5.3 og 3.5.4). Der er gennemført en overvågning af biodiversitetseffekterne af de gennemførte indsatser i nogle få projekter (fx Skjern Å, Vest Stadil Fjord og Bølling Sø), men kun i de første år efter genopretningen. I VMPII var der afsat midler til at overvåge vådområdeprojekterne i en femårig periode (Hoffmann et al. 2005) med henblik på at tilvejebringe en national opgørelse af effekten af retablering af vådområder på kvælstoffjernelse, naturindholdet i vådområderne samt uønskede miljøeffekter.

Vegetationsudvikling i VMPII-projekterne

I seks tidlige VMPII-vådområder (Frisvad Møllebæk, Gamst Sø, Hellegaard Å, Sønderåen, Villestrup ådal og Wedellsborg Hoved) blev der i 2003 foretaget en overvågning af vegetationens artssammensætning i 69 permanente prøvefelter (med hver fire undersøgelseskvadrater) umiddelbart inden vandstandsændringerne (Hoffmann et al. 2005, Hoffmann et al. 2006). Prøvefelterne blev primært udlagt på §3-beskyttede arealer med henblik på at dokumentere de positive og negative effekter af de ændrede hydrologiske forhold, men der blev også udlagt prøvefelter på kulturrenge, der ikke var omfattet af § 3 ved projekternes gennemførelse. Det var hensigten, at overvågningen af vegetationens respons på ændrede hydrologiske forhold skulle indgå i NO-VANA-programmets effektovervågning, men dette er efterfølgende nedprioriteret. Der er således kun foretaget en basisovervågning af vegetationen før retableringen og ingen dokumentation af arealernes udvikling efter.

I et specialeprojekt fra Aarhus Universitet er der i 2015 foretaget en gentagelse af vegetationsanalyserne i 65 af de permanente prøveflader (Hangstrup 2016), heraf 32 kulturrenge før genopretningen. I den 12-årige periode har kulturrengene udviklet sig mod især mere fugtige, men også lidt mere næringsfattige forhold, og en række almindelige vådbundsarter har etableret sig. Vegetationens sammensætning af arter afviger dog fortsat fra de naturlige plantesamfund i naturenge, kær og sumpskove.

Det var oprindeligt planen, at der skulle foretages en overvågning af udviklingen af omdriftsarealer i to-tre projektområder (Hoffmann et al. 2005), men denne del af VMPII-overvågningsprogrammet blev ikke gennemført. Det er derfor ikke muligt at vurdere biodiversitetseffekterne af udlægningen af de nye naturarealer på tidligere dyrkede marker.

Vandplanindsatser

I 2014 blev der igangsat et effektovervågningsprogram for de kommunale vådområdeprojekter (Hoffmann et al. 2014) med henblik på at kunne vurdere vådområdernes betydning for stofomsætning og stoftilbageholdelse. Der er derimod ikke foretaget en overvågning af naturens tilstand og udvikling.

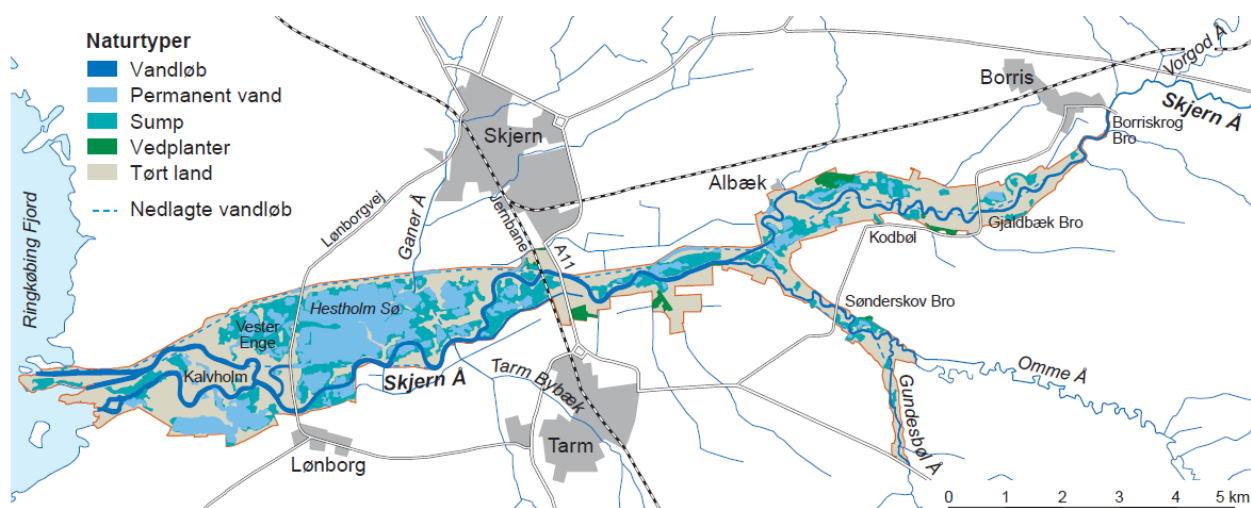
Sammenfatning

Der er en yderst sparsom dokumentation af vådområdeprojekternes effekt på naturens tilstand og udvikling. Det er således vanskeligt at finde information om, hvilke indsatser som er gennemført hvor og hvornår, og hvilke effekter indsatserne har haft. Dermed har man mistet muligheden for at drage erfaringer fra projekterne, som kunne bruges som evidens i efterfølgende projekter.

LIFE-projekterne skiller sig ud ved at være målrettet habitater og arter, som er truet i et europæisk perspektiv, og er mere fokuserede og evidensbaserede på målsætningssiden end de øvrige indsatser. En stor del af LIFE-projekterne lider dog stadigvæk under en mangelfuld dokumentation af, hvad man har gjort, hvor det er gjort, og hvornår det er gjort, så eftertiden kan evaluere effekterne af indsatsen. Der bruges ganske enkelt for få ressourcer til varig dokumentation og monitorering af effekter, og der er en generel mangel på viden i projekterne om, hvilke virkemidler der vil være mest egnede til at nå målene.

Case 11 – Skjern Å – Danmarks største naturgenopretningsprojekt

Naturgenopretningsprojekt	LIFE Natur.
Årstal for etablering	1999-2002.
Areal	2.200 ha.
Målsætning for naturudvikling	Genskabe et dynamisk vandløb med våde enge.
Udgangspunktets arealanvendelse	Agerjord (1.200 ha) og græsmarker.
Indsatser	Genslyngning, udsåning, græsning.
Opfølgende pleje	Græsning.
Effektovervågning	Ja, før og i få år efter retableringen.
Link	http://naturstyrelsen.dk/naturbeskyttelse/naturprojekter/skjern-aa-genslyngning/ .



Figur 3.5.2. Oversigt over projektområdet i Skjern Å efter afslutningen af restaureringen 1999-2002. Efter Andersen et al. (2005).

Arealbeskrivelse

I 1962-1968 blev den nedre del af Skjern Å og tilløb kanaliseret og inddiget, og 4.000 ha enge og rørsumpe blev tørlagt og opdyrket. Efter få år blev det dog mere og mere vanskeligt at afvande arealerne tilstrækkeligt til dyrkning af korn, og i 1987 besluttede Folketinget at gennemføre et naturgenopretningsprojekt i ådalen. I 1999-2003 blev de nederste 19 km af åens hovedforløb, fra Borris og til udløbet i Ringkøbing Fjord, og flere tilløb til åen lagt tilbage i deres naturlige forløb (se Figur 3.5.2). Projektområdets samlede areal var på 2.200 ha, heraf udgjorde åen og lavvandede søer 1.000 ha, mens de resterende 1.200 ha af de tidligere agerjorder blev lagt ud i succession mod nye enge (European Commission 2004).

Genopretningsprojektet er delvist finansieret af EU's LIFE-midler, og det primære formål har været at genskabe åens snoede forløb og de naturlige oversvømmelser af de vandløbsnære arealer for derved at forbedre vilkårene for dyre- og plantelivet i åen, ådalen og fjorden.

Indsatser

Der findes ikke en systematisk dokumentation af, hvordan de nye naturarealer er etableret, og det er dermed vanskeligt at evaluere, hvilke faktorer der har betydning for successionens retning og hastighed. En stor del af arealet er etableret ved tilsåning med græsfrøblanding med naturlige græsarter og 25 % hvidkløver.

Effektovervågning

Som en del af Lov om Skjern Å Naturprojekt blev det besluttet, at der skulle foretages en overvågning af effekterne af naturgenopretningsprojektet fra lovens vedtagelse til umiddelbart efter anlægsarbejdets afslutning. I perioden 1999-2003 blev der derfor foretaget undersøgelser af en række fysiske og kemiske forhold samt overvågning af fisk (laks, flodlampret, smolt), vandplanter (med fokus på bilagsarterne vandranke og flodklaseskærm) og smådyr (især bilagsarten grøn kølleguldsmed) i selve åen, af fugle (især vade- og andefugle), odder og paddler i hele projektområdet og af vegetationens sammensætning i de nye enge og i to nærliggende, fredede kærømråder (Råddensig Kjær og i Albæk Mose) (Svendsen og Hansen 2000).

Vandløbets fysiske udformning

Der er gennemført kortlægninger af åens fysiske udformning før genopretningen og hhv. tre (Pedersen et al. 2007) og 10 år efter (Kristensen et al. 2014). Undersøgelserne viste, at genslyngningen af åen har ført til periodiske vinteroversvømmelser af mere end 600 ha enge, men at ganske små arealer oversvømmes om sommeren. (Kristensen et al. 2014) fandt endvidere, at udviklingen af de oprindelige fysiske habitater (øer, afsnørede meanderbuer og bagvande) er en meget langsom proces, der kan tage århundreder.

Engenes udvikling

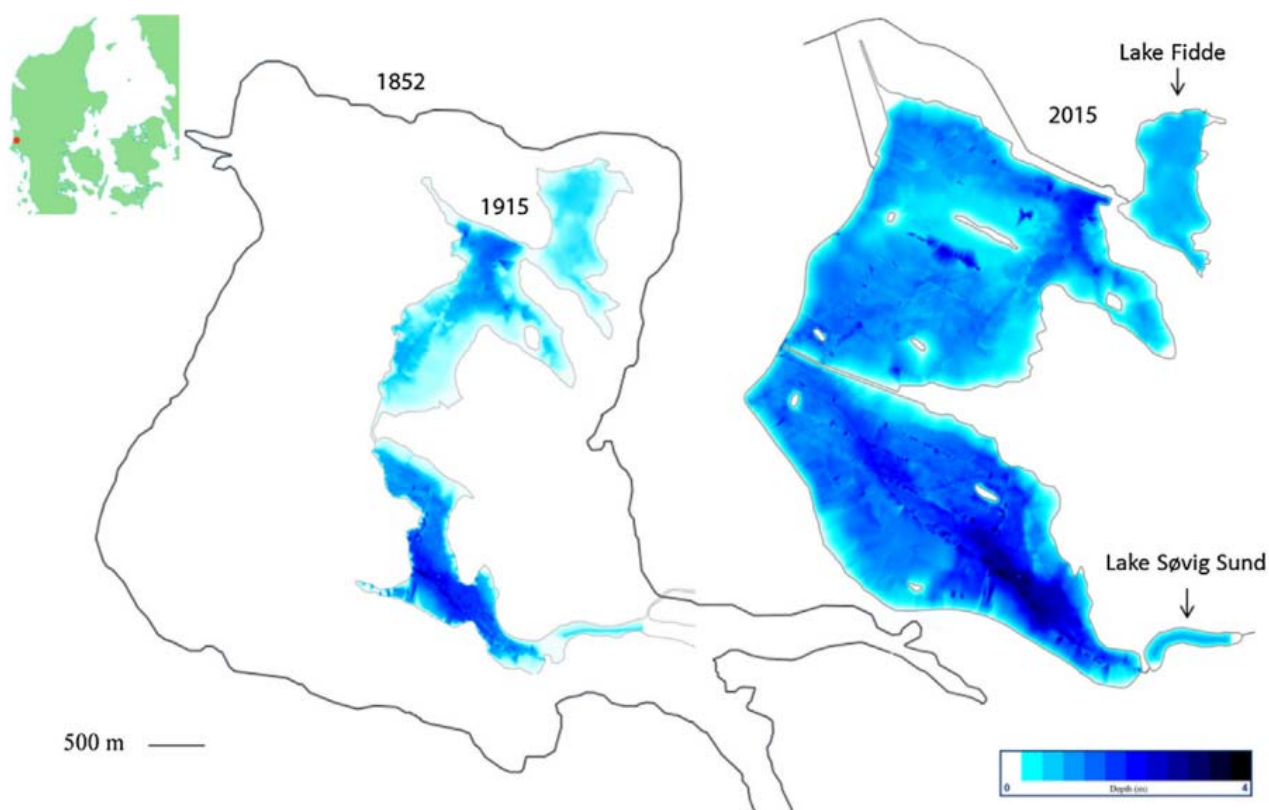
I 2000 og 2003 blev der gennemført en vegetationsmonitoring i Skjern Enge med det formål at dokumentere vegetationens udvikling på de tidligere agerjorder (Andersen et al. 2005). Der blev foretaget en kortlægning af ådalens plantesamfund, og i 2000 blev der udlagt 30 permanente prøvefelter (på 7 x 7 m) til overvågning af vegetationens artssammensætning. Prøvefelterne blev udlagt, så de var repræsentative både mht. vegetationens sammensætning forud for genopretningen og de formodede fremtidige fugtighedsforhold. I 2003 blev monitoreringen gentaget i 22 af prøvefelterne, mens de resterende otte felter udgik, da de stod under vand (Andersen et al. 2005). I 2011, 10 år efter genopretningen, foretog DCE undersøgelser af vegetationen i Skjern Enge (Ejrnæs et al. 2013). Her blev 21 af de oprindelige prøvefelter genundersøgt og suppleret med 19 yderligere felter, som forekom potentielt biologisk interessante.

Undersøgelserne har vist, at der er sket en generel forsumpning af engområderne fra 2000 til 2003, men at denne forsumpning stagnerede efter 2003 (Ejrnæs et al. 2013). Forsumpningen afspejles også ved, at en del af de felter, som blev udlagt i 2000, står under vand i dag. Til gengæld har næringsstofstatus i engene ikke ændret sig i de første 10 år efter genopretningen. Således bestod engene i 2011 af artsfattige, næringsrige og kulturpåvirkede plantesamfund, og vegetationen var præget af meget almindelige eng- og moseplanter (fx krybhvene, rørgræs, lav ranunkel, almindelig rajgræs og mosebunke), mens arter, der er typiske for naturligt næringsfattige enge og moser i Danmark (fx kærtidsel, almindelig star, bidende ranunkel og trævlekrone), var spredt forekommende.

I 2011 foretog DCE også undersøgelser af fuglene i Skjern Enge (Bregnballe et al. 2013a, Bregnballe et al. 2013b, Bregnballe et al. 2014a, Bregnballe et al. 2014b). Undersøgelserne viste, at restaureringen af Skjern Enge har resulteret i en genskabelse af ynglemuligheder for lappedykkere, ænder, vandhøns, plettet rørvagtel samt de to mest almindelige arter af vadefugle, nemlig vibe og rødben. De tre truede arter af vadefugle – brushane, stor kobbersnepe og almindelig ryle – som førhen ynglede i Skjern Enge, er endnu ikke vendt tilbage til det naturgenoprettede område. Samlet set udgør Skjern Enge i dag et af Danmarks vigtige yngleområder for vandfugle. Også trækfuglene har haft gavn af genopretningen. Med forekomster på op til 7.000-16.000 individer har svømmeænder været den fuglegruppe, der først og fremmest har draget fordel af de nye vådområder. Skjern Enge har dog også været et vigtigt raste- og/eller fødesøgningsområde for hejrer, svaner, gæs, blishøns og enkelte arter af vadefugle. Således har naturgenopretningen i væsentlig grad bidraget til at forbedre levevilkårene for trækkende vandfugle i Ringkøbing Fjord-området, og Skjern Enge bedømmes til at være blevet landets fjerdevigtigste ”ferskvandslokalitet” for trækkende vandfugle. Endelig er bestanden af laks i Skjern å systemet steget markant (Koed et al. 2010).

Case 12 Filsø

Naturgenopretning	Aage V. Jensens Fonde.
Årstal for etablering	2012.
Areal	2.320 ha.
Målsætning for naturudvikling	At genskabe lavvandet sø med tilhørende enge og moser.
Udgangspunktets arealanvendelse	Agerjord på drænet søbund.
Indsatser	Hævning af vandstand ved tilkastning af dræn og grøfter, dyrkning for fjernelse af næringsstoffer.
Opfølgende pleje	Græsning af brinker og udsætning af aborrer.
Effektovervågning	Diverse studier (se nedenfor).



Figur 3.5.3. Vandstanden i Filsø og udbredelse i 1852, 1915 og 2015. Den blå farve angiver vanddybden, hvor den mørkeste repræsenterer dybder på 4 m). Kort fra Baastrup-Spohr et al. (2016).

Om projektet

I 2011 opkøbte Aage V. Jensen Naturfond et 2.326 ha stort areal med henblik på at genoprette en væsentlig del af den afvandede sø, Filsø, der tidligere var Jyllands største sø. Store dele af arealet havde på daværende tidspunkt været afvandet i 160 år, og hele området har været afvandet og opdyrket i 60 år.

Arealbeskrivelse

Søen har i 1800-tallet været Danmarks andenstørste sø med et areal på ca. 2.800 ha (se ovenstående figur). Dengang var den levested for mange dyr og planter, hvoraf mange i dag er sjældne arter. Søens vegetation før dræningen er relativt godt beskrevet.

Den nye Filsø med omkringliggende enge og moser blev genskabt i 2012. Den lavvandede sø er på 915 ha, og hele projektområdet er på 970 ha (se Figur 3.5.3).

På grund af vandets korte opholdstid og søens lave middeldybde (ca. 1 m) udvaskes ophobede og tilførte næringsstoffer hurtigt. Dødt organisk materiale fra landbrugsdriftens stubbe og rodrester brunfarver vandet i perioder og vurderes som værende den vigtigste begrænsende faktor for vandplanternes voksedybde. Disse forhold kan udvikle sig over tid, især som følge af højere dækningsgrad af vandplanter (Kragh et al. 2017).

Efter 60 år med intensivt landbrug har frøpuljen været reduceret i en grad, så nye arter enten kommer fra arealets grøfter eller er tilført udefra med fx fugle. Artssammensætningen er anderledes end i den oprindelige sø, hvilket kan forklares med en højere næringsstofbelastning i dag end før i tiden (Baastrup-Spohr et al. 2016).

Indsatser

I dette projekt er der gjort ganske få indsatser, som primært er udført i etableringsfasen. Ved at tilså arealet uden gødning og høste arealet, inden man hævdede vandstanden, har man reduceret en del af den fosforpulje, som lå ophobet i den tidligere agerjord. Da søen er lavvandet, var det muligt at konstruere øer, hvorpå jordrugende fugle kan være i fred for ræve, og desuden øger øernes brinkareal etablering af vandplanter.

Individer af aborre er blevet udsat i søen for at øge bestanden af rovfisk (Sand-Jensen et al. 2015).

Opfølgende forvaltning har bestået af græsning af brinkerne, dels for at skabe forstyrrelse ved tramp, som kan skabe etableringsmuligheder for nye plantearter, og dels for at reducere tilgroning af tagrør. Græsning kan også have en positiv effekt på søens fugleliv.

Effektovervågning

Københavns Universitet har overvåget projektet og har beskrevet udviklingen i bl.a. fosfordynamik og vegetation (se fx Kragh et al. (2017) og Baastrup-Spohr et al. (2016)).

4 Faktorer af betydning for etablering af erstatningsnatur

I dette kapitel gennemgås en række helt centrale forudsætninger for at et område kan udvikle sig til en naturtilstand der kan understøtte den del af biodiversiteten, der er i tilbagegang. Disse levesteder vil ofte opfylde bestemmelserne for at være omfattet af naturbeskyttelseslovens § 3.

I intensivt udnyttede landskaber er udviklingen af artsrige og karakteristiske plantesamfund vanskeliggjort af både abiotiske og biotiske begrænsninger (Keddy 1992, Zobel 1997, Bakker og Berendse 1999), og det vil derfor ofte være meget ressourcekrævende at etablere erstatningsnatur af en rimelig kvalitet. De vigtigste forudsætninger for en succesfuld udvikling af erstatningsnatur på tidligere dyrkede marker er:

- at næringsindholdet i jorden er naturligt lavt
- at der findes egnede spredningskilder i nærområdet
- at der ikke udsås kulturgræs eller udplantes eksotiske buske og træer
- at arealet forstyrres regelmæssigt, fx ved græsning eller høslæt
- at der er substrater som blomster og møg til insekter og svampe
- at hydrologien er naturlig.

Hertil kommer, at jordbundstypen (humus, kalk, sand, ler mv.), vandets oprindelse (grundvand, overfladevand, regnvand mv.) og flere andre forhold kan have stor betydning for udviklingens retning og hastighed.

I afsnittet herunder gennemgås erfaringer fra danske og udenlandske studier, der er beskrevet i den videnskabelige litteratur og diverse rapporter, samt danske projekter, hvorom der som udgangspunkt er indhentet viden ved direkte kontakt til de relevante aktører (se afsnit 3.1). Herfra udledes de forhold, der skal være opfyldt, for at et nyt naturområde kan udvikle sig til en § 3-beskyttet tilstand, hvilke arealtyper der har det største potentiale for en gunstig naturudvikling, og hvilke aktive indsatser der kan anvendes for at imødekomme begrænsningerne. I gennemgangen har vi lagt vægt på vegetationsudviklingen, fordi en stor del af den danske naturforvaltning og beskyttelse tager udgangspunkt i vegetationens sammensætning, og fordi planterne i mange tilfælde danner grundlag for, hvilke arter der er til stede i de andre organismegrupper, som fx bier (Tonietto og Larkin 2017) eller sommerfugle (Öckinger et al. 2006).

Selv med en aktiv indsats skal en stor del af arterne bruge tid til at indvandre og etablere levedygtige populationer (Lindborg og Eriksson 2004) på de nye naturarealer, og det kan være en langsommelig proces, der kan tage mange årtier. Tidshorisonterne for naturudviklingen er beskrevet i kapitel 5 for de enkelte naturtyper og levesteder for udvalgte arter.

4.1 Udvalgelse af arealer

Det største potentiale for udvikling af erstatningsnatur vil være i områder med næringsfattig jordbund, kort dyrkningshistorie, høj naturtæthed, nærliggende naturområder af en god kvalitet og eventuelt tillige muligheder for at retablere kontakten til næringsfattigt grundvand eller overfladevand. I mange genopretningsprojekter har man derfor nøje udvalgt de mest velegnede area-

ler, hvor potentialet for en gunstig udvikling er størst. Hvis udvælgelsen foretages med omhu, eventuelt ved at screene arealernes driftshistorie og potentielle spredningskilder i det omkringliggende landskab (fx ved brug af biodiversitetskortet (Ejrnæs et al. 2014a)) samt udtage en jordbundsprøve til måling af næringsstatus (fx fosforindholdet, Figur 4.2.2), vil det ofte ikke være nødvendigt at gennemføre en aktiv indsats for at udpine jordbunden eller assistere spredningen af arter. I nogle erstatningsnatursager har man mulighed for at etablere erstatningsarealet på andre arealtyper end agerjord, og i mange tilfælde vil man vælge denne udvej, fordi agerjord er et vanskeligt udgangspunkt for udviklingen mod næringsfattig og artsrig natur.

Naturpotentialet er størst på de mest marginale dyrkningsjorder (fx tørre sandjorder, tunge lerjorder eller vandlidende tørvejorder), på kuperet eller lavtliggende terræn, hvor dyrkningshistorien er kort og ekstensiv, og hvor jorden derfor stadig er relativt næringsfattig (især på fosfor). Udviklingen går særligt stærkt på en tør, næringsfattig sandjord, hvor næringsstofferne hurtigt vil blive udvasket, og hvor sommertørken sætter en grænse for de konkurrencesterke plantearters dominans. På langt de fleste intensivt dyrkede marker, hvor jordbunden er afvandet, jordbehandlet og tilført kunstgødning og pesticider gennem mange årtier, er det derimod særdeles vanskeligt at genoprette en god naturtilstand (Bakker og Berendse 1999), selv med omkostningstunge indsatser for at nedbringe mængden af næringsstoffer (se afsnit 4.2.1).

Naturudviklingen på erstatningsarealerne afhænger også af, om der i den umiddelbare nærhed findes velfungerende naturarealer, hvorfra vilde dyr og planter kan genindvandre (Fagan et al. 2008). Denne forudsætning var opfyldt næsten alle steder frem til midt i 1900-tallet, hvor planter fra overdrev og enge voksede på enhver uopdyrket plet i agerlandet – grøftekanter, markskel og gravhøje – ja, man kunne sågar finde overdrevsplanter på brakmarker, som blot havde ligget nogle få år (Ejrnæs et al. 2008). Sådan er det ikke længere, og det er derfor nødvendigt at tænke over, hvor arterne skal komme fra, hvis man eksempelvis opgiver dyrkningen af en mark med det formål at lade den udvikle sig til overdrev, eng eller mose. Afstanden til egnede spredningskilder har særlig stor betydning for en gunstig naturudvikling, da mange af de karakteristiske planter fra de lysåbne naturarealer er kendetegnet ved en meget begrænset spredningsevne, og da frøbanken for de fleste arter knyttet til de lysåbne naturtyper har en meget kort levetid (Thompson et al. 1997). På arealer, der har været opdyrket eller tilplantet med træer gennem flere årtier, vil frøbankens indhold af arter fra den oprindelige, naturlige vegetation således være stærkt begrænset (Brown 1998). I langt de fleste projekter med erstatningsnatur i Danmark prioriterer man så vidt muligt at placere de nye naturarealer i forbindelse med eksisterende natur. Hvis der ikke er nærliggende spredningskilder, kan det være nødvendigt at assistere spredningen af arter (se afsnit 4.3).

4.2 Abiotiske faktorer

4.2.1 Nedbringelse af næringsstoffer

Igennem mange års intensiv dyrkning af store dele af det danske landskab er der sket en nettotilførsel af næringsstoffer til jordbunden. Denne store næringspulje skal håndteres, ellers kan etableringen af natur af høj kvalitet mislykkes eller tage meget lang tid (McDonald 1993). Nedbringelse af mængden af næringsstoffer, der er tilgængelige for planternes vækst, er for mange naturtyper en forudsætning for at skabe de økologiske rammer for, at en lang række karakteristiske og mere nøjsomme arter kan indvandre (Averett et al. 2004).

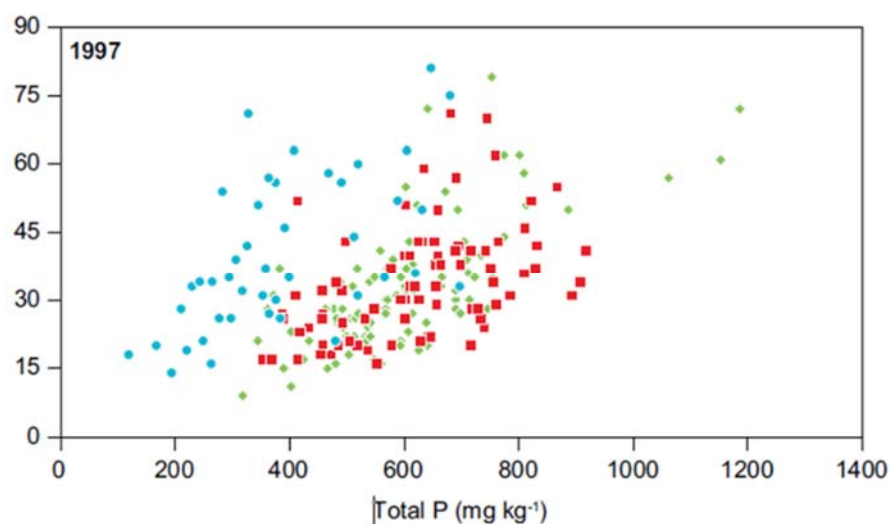
I den videnskabelige litteratur er der mange eksempler på, at et højt næringsstofindhold i jorden kan være en begrænsende faktor for biodiversiteten (Cornwell og Grubb 2003). Ved høj næringsstoftilgængelighed domineres et areal hurtigt af almindeligt forekommende, næringselskende og konkurrencesterke arter (Maron og Jefferies 2001). De mange specialiserede nøjsomhedsplanter, sommerfugle, vokshatte osv., som netop er karakteristiske for de naturtyper, vi ønsker at skabe levesteder for, vil derimod ikke få en chance for at indvandre og etablere levedygtige bestande (Berendse et al. 1992, Marrs 1993, Walker et al. 2004).

Flere studier viser, at en gunstig naturudvikling er særligt vanskelig på jorder med høje fosforkoncentrationer (Gough og Marrs 1990, Wassen et al. 2005, Fagan et al. 2008, Schelfhout et al. 2017). Mens kvælstof og kalium er mobile næringsstoffer, der relativt nemt optages af planterne eller udvaskes, er fosfor meget lidt mobilt. Fosfor bindes normalt hårdt i jorden, og kun en mindre del af den pulje, der er akkumuleret gennem dyrkningsperioden, findes som uorganisk fosfor opløst i jordvæsken og er dermed tilgængelig for planternes vækst eller for udvaskning fra rodzonen. Siden anden verdenskrig er der sket en markant ophobning af fosfor i dansk landbrugsjord, og selvom tilførslen fra især kunstgødning har været faldende siden 1980, er der stadig meget store fosforpuljer i jorden (Andersen et al. 2016). Jordens evne til at binde fosfor varierer blandt andet med jordtypen, således at lerjorder med stor partikeloverflade og større indhold af jern- og aluminiumoxider (der binder fosfor) har en større bindingskapacitet end sandede jorder (se Figur 4.2.1). Og fosfors binding til jordens overflader svækkes ved stigende pH (Andersen et al. 2016).

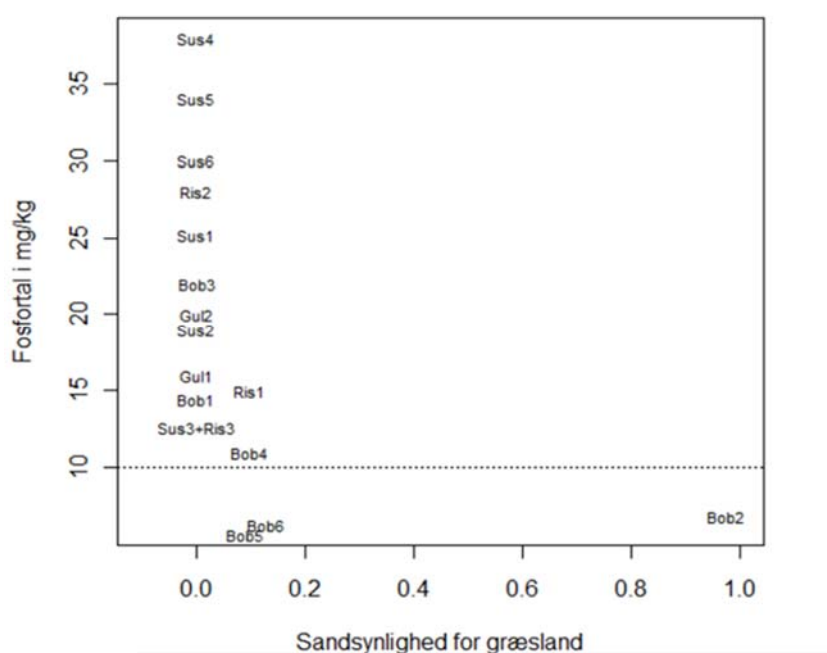
I Danmark og flere andre lande er den mest udbredte metode til bestemmelsen af plantetilgængeligt fosfor den såkaldte 'Olsen P' jordanalysemetode (Olsen et al. 1954), hvor jorden ekstraheres med en bicarbonatopløsning. Flere undersøgelser har påvist en klar sammenhæng mellem Olsen P og plantevækst og udvaskning til vandmiljøet, men også potentialet for udvikling af natur. Således peger analyser af Gilbert et al. (2009) på, at der er størst potentiale for genopretning af artsrige græslandsvegetationer på arealer med et fosforindhold (målt som Olsen P) under 10 mg/kg (se også Figur 4.2.2). Som det fremgår af Figur 4.2.1, er indholdet af plantetilgængeligt fosfor på de danske marker mellem knap 10 og godt 80 mg/kg og dermed langt over de anbefalede 10 mg/kg.

I LIFE Overdrev II-projektet har man forud for projektet foretaget målinger af jordbundens fosforindhold (se Figur 4.2.2), og genopretningsstrategien i projektområderne er lagt herefter. Agerjorderne omkring Suserupgaard havde et meget højt indhold af fosfor (op mod 35 mg/kg), og det blev derfor anbefalet at udføre forskellige forsøg med at udpine jorden før udlægning til græsning. Ved en screening af fosforindholdet på potentielle erstatningsarealer vil det således være muligt at udpege de arealer, der har størst potentiale til at udvikle en næringsfattig jordbund og artsrig vegetation. For eksempel viste fosfor-prøver fra et areal med agerjord ved Ristinge Klint, at fosforindholdet i jorden var så lavt, at en naturlig vegetation kunne etablere sig uden at lave en indledende udpining af jordbunden (Habitatvision 2013, Naturstyrelsen 2013a). Erfaringerne fra genopretningen af overdrev i LIFE-projektet er, at opgivne marker med et lavt fosforindhold (Olsen P <10 mg/kg) og egnede spredningskilder i den umiddelbare nærhed udviklede partier med overdrevsvegetation nogenlunde hurtigt (10-20 år) ved en ekstensiv drift i form af høslæt eller græsning (Vinther et al. 2017).

Figur 4.2.1. Oversigt over jordens fosforpulje (Total P) og det plantetilgængelige fosfor (Olsen P) i 337 måleflader på landbrugsjord i SEGES' kvadratnetundersøgelse i 1997. Signaturerne afspejler jordtypen: grovsandet (blå cirkler), sandblandet ler (røde kvadrater) og lerblandet sand (grønne romber). Efter Andersen et al. (2016).



Figur 4.2.2. Oversigt over den modellerede sandsynlighed for, at vegetationsanalysen kommer fra et gammelt overdrev i høj naturtilstand (Ejrnæs et al. 2008) og jordens fosfortal (Olsen P) for 16 marker i succession mod overdrev og en gammel overdrevslokalitet i Naturstyrelsens LIFE Overdrev II-projekt. Den stiplede linje viser det mest brugte kriterium for fosfortal egnet til naturgenopretning på Olsen P under 10 (Gilbert et al. 2009).



Generelt er det lettest at udpine sandede jorder for næringsstoffer, og derfor har sandede jorder fået et ry for at være særligt egnede til genopretning af artsrig natur. Man skal dog passe på forhastede konklusioner, for generelt er der flere vilde planter og dyr, som trives på lerede eller kalkrige jorder end på sure og sandede jorder. Det er kun, hvis der har været drevet landbrug, at de lerede jorder er vanskelige at arbejde med, fordi muldlaget holder så godt på næringsstoffer og vand og dermed skaber grundlag for en enorm plantevækst.

I forbindelse med etablering af ny natur i Danmark er det i de senere år blevet mere og mere udbredt at udpine jorden i anlægsfasen, især hvor etableringen sker på næringsrig agerjord. Der findes forskellige metoder til nedbringelse af mængden af næringsstoffer (Marrs 1993), hvoraf udpining ved dyrkning, høslæt, fjernelse af toplanet, reolpløjning, nedmuldning af organisk materiale, græsning og afbrænding er de hyppigst rapporterede i den videnskabelige litteratur og i de danske naturprojekter. Hvilken metode, der virker bedst, og hvor hurtigt næringsstofferne udpines, afhænger af de givne forhold på arealet. Eksempelvis vil der ske en hurtigere udvaskning på sandede jorder, mens lerede jorder holder på næringsstofferne i meget lang tid. Ofte er der

ikke tid til flere års udpining i genopretningsprojekter, og da er eneste mulighed at reolpløje jorden, så den næringsrige muld vendes ned under mineraljorden, eller foretage en afrømning af muldjorden; det sidste er dog meget omkostningstungt, da den afrømmede muld skal transporteres væk og deponeres – eksempelvis på eksisterende landbrugsjord andre steder.

Ved genopretning af ferske enge, moser og vandhuller giver et lavt niveau af næringsstoffer, ligesom i de tørre naturtyper, større mulighed for etablering af natur af høj kvalitet. En af de helt store trusler mod naturkvaliteten i genskabte søer og vandhuller er mobilisering af fosfor fra sedimentet (Pant og Reddy 2003). Her er det mest omkostningseffektivt at nedbringe næringsbelastningen ved en udpining af den fremtidige søbund, inden der foretages ændringer af de hydrologiske forhold. I Filsø-projektet har det ikke været nødvendigt med en aktiv indsats for at nedbringe næringsstofindholdet inden genopretningen af hydrologien på grund af den store naturlige gennemstrømning af søen (mere herom i kapitel 3). Ud over naturlig gennemstrømning af ferskvandsmiljøer kan konstant tilførsel af grundvand medføre en binding af fosforpuljen til kalk og jern, hvilket i praksis medfører næringsfattige levevilkår.

De forskellige metoder til fjernelse af næringsstoffer gennemgås i de følgende afsnit.

4.2.1.1 Udpining ved dyrkning eller høslæt

Dyrkning

Hvis fosforpuljen er stor, kan dyrkning af en afgrøde uden tilførsel af gødning bruges som udpiningsmetode i anlægsfasen, indtil jordens fosforindhold er væsentligt reduceret (Olsen $P < 10$ mg/kg, jf. Gilbert et al. (2009)), eller der er en synlig produktionsnedgang. En effektiv metode er først at udpine jorden for fosfor ved dyrkning og høst af en kvælstoffikserende afgrøde som fx lucerne eller kløver, efterfulgt af korn til udpining af kvælstofpuljen (McCrea et al. 2001). I belgiske studier har man forsøgt sig med 'P-mining', hvor biomasseproduktionen og udpiningen af jordens fosforpulje maksimeres ved at gøde med de næringsstoffer, der er begrænsende for planternes vækst (særligt kvælstof og kalium) (Schelfhout et al. 2017). Hvis fosforpuljen er meget stor, kan det dog tage op til 14 år at udpine de øverste jordlag (0-10 cm) for fosfor og mere end 40 år at bringe fosforindholdet ned under 12 mg/kg i de øverste 30 cm med denne metode (Schelfhout et al. 2017). Her kan det være nødvendigt i stedet at fjerne topjorden (afsnit 4.2.1.2).

Da dyrkning af afgrøder nulstiller arealet artsmæssigt, egner metoden sig bedst til etablering af ny natur på arealer, der som udgangspunkt ingen bevaringsværdig natur har, som fx agerjord, nitrofil højstaudevegetation eller kulturenge med fuldstændig dominans af kulturgræsser.

I Danmark er dyrkning af afgrøder ikke en udbredt metode til udpining af jordbunden i forbindelse med etablering af ny natur. Metoden er dog afprøvet på mindre arealer i forbindelse med LIFE-naturprojekter, hvor der typisk er flere ressourcer til at planlægge og udføre de indsatser, der kan optimere mulighederne for en gunstig naturudvikling. I LIFE Hede-projektet er næringspuljen forsøgt nedbragt ved dyrkning af bl.a. boghvede med henblik på at facilitere etableringen af hedevegetation (Naturstyrelsen 2016). I LIFE Overdrev II-projektet har man eksperimenteret med dyrkning af vinterrug som udpiningsmetode i forbindelse med etableringen af nye overdrev på tidligere agerjord (se kapitel 3.5.2 og (Habitatvision 2013, Naturstyrelsen 2013a)). På arealer ved Suserupgaard har man også eksperimenteret med tynd udsåning

af vinterrug som en dækafgrøde (50 % udsædsmængde) på et areal med udsåede overdrevsfrø for at introducere overdrevsplanterne tidligt i successionen og forlænge udpiningen med yderligere et år. Metoden er ligeledes brugt ved anlæggelsen af Filsø. For at mindske mængden af fosfor i jorden opdyrkede man arealet uden gødning og høstede afgrøden, inden vandstanden blev hævet (Kragh et al. 2017) (se kapitel 3, case 12).

Høslæt

Ved høslæt udpines jorden ved at fjerne de næringsstoffer, der er opbygget i den overjordiske biomasse. Metoden er mest effektiv ved gentagne høslæt, omkring det tidspunkt, hvor planterne, og dermed mængden af næringsstoffer bundet i plantebiomassen, er størst. Høslæt kan anvendes til at udpine jordbunden i anlægsfasen og som en kontinuert udpiningsmetode, efter at det nye naturareal er begyndt at etablere sig. Høslæt kan nedbringe den fosforpulje, som er i agerjord (Wassen et al. 2005), men det kan tage lang tid. Således har man i et belgisk studie beregnet, at det vil tage 40 år at nedbringe fosforindholdet i de øverste 10 cm af jordbunden (og 118 år i de øverste 30 cm) til et niveau, der svarer til referencetilstanden for tørt Nardus-græsland (Schelfhout et al. 2017).

På etablerede naturarealer er der nogle forhold, man skal være opmærksom på. Hvis man vælger at lave høslæt på hele arealet for at maksimere udpiningen af næringsstoffer, er der en risiko for en stor dødelighed for insekter, der lever som larver, pupper eller æg på planterne, når høslættet finder sted. Derudover kan maskinel høslæt udjævne den mikrotopografiske variation såsom lavninger og tuer, der måtte være på arealet. Ud over at være et virkemiddel til fjernelse af næringsstoffer er høslæt også en meget anvendt metode til at holde de nye naturarealer lysåbne og blomsterrige (se afsnit 3). Biomassefjernelse på allerede udpinte arealer (fx våde heder) kan også medvirke til yderligere forsuring og tab af arter (Strandberg et al. 2012).

Høslæt er en af de mest anvendte metoder til udpining af jordbunden i danske naturprojekter. Det gælder både en række LIFE-projekter (fx Overdrev II og Helnæs), genopretningen af Filsø (kapitel 3, case 12), men også flere og flere kommunale naturprojekter, hvor metoden især bruges som opfølgende forvaltning af nye naturarealer (se fx kapitel 3, case 4, og appendiks A, case 31-33, 65).

De danske erfaringer med dyrkning og høslæt som udpiningsmetode er stadig sparsomme, dels fordi mange projekter er unge, og især fordi der ikke er tradition for at måle jordbundens indhold af næringsstoffer før og efter en indsats. Udviklingen i næringsstofindholdet vil typisk afspejles i vegetationens sammensætning af arter, ved at de nøjsomme plantearter begynder at vinde frem, men fordi der kun undtagelsesvis foretages en egentlig overvågning af vegetationen i naturprojekterne, ved vi ikke, hvor effektive metoderne er. Som alternativ til at måle næringsstofpuljerne i jorden, kan man i stedet måle den afhøstede biomasse, som vil afspejle jordbundens produktionspotentiale, dog vil den årlige nedbør også spille ind på tørre heder og overdrev. En simpel målemetode er vegetationshøjden (Fredshavn et al. 2015) før høslæt. Succesfuld udpining vil medføre en nedgang i biomassen.

4.2.1.2 Fjernelse af topjord

I lande som Belgien og Holland, der har haft en endnu mere intensiv landbrugsdrift og større deposition af atmosfærisk kvælstof end i Danmark, anvender man i stigende grad fjernelse af topjorden (eller pløjelaget) ved afskræling af de øverste 25-50 cm som første trin i naturgenopretningsprojekter (Geissen et al. 2013). Sammenlignet med afbrænding og høslæt har fjernelse af topjord vist sig som den mest effektive metode til nedbringelse af N-

og P-indhold i terrestriske økosystemer (Walker et al. 2004, Härdtle et al. 2006, Geissen et al. 2013).

Metoden har yderligere den fordel, at dominansen af kulturplanter i vegetation og frøbank forsvinder, og at der øjeblikkeligt skabes etableringsmuligheder i den blotlagte mineraljord for frø, der indvandrer fra omkringliggende naturarealer. Fjernelse af topjord (eller reolpløjning) har i kombination med tilførsel af frø vist sig som en effektiv metode til etablering af overdrev (Pywell et al. 2007), og i nogle tilfælde har overdrev udviklet sig på bare 10 år (Walker et al. 2004). Derudover bruges metoden som klargøring til transplantation af tørv for at øge sandsynligheden for, at organismer fra tørvspredningen spreder sig til det omkringliggende, blottede areal (Sengl et al. 2017). Metoden kræver ofte opfølgende forvaltning, især i de første år, hvor fx gentagne slet forhindrer konkurrence og bortskygning fra ikke-målarter, og hvor fjernelse af førne efterlader etableringsmuligheder for målarter (John et al. 2016, Melnik et al. 2017).

Fjernelse af topjord kan være en omkostningsfuld genopretningsmetode (Damgaard et al. 2007), især i forhold til bortskaffelsen af overskydende jord. Metoden er også hård ved mikrotopografien, da strukturer som tuer og lavninger kan udjævnes ved afskrælning af det øverste lag jord, ligesom den jordbundsfauna, som fandtes i muldlaget, nulstilles. Dette bør man være opmærksom på, eftersom selv små strukturændringer i overfladen kan skabe variation og levesteder for arter (Moeslund et al. 2013) samt øge etableringsmulighederne for flere arter (Melnik et al. 2017). Netop fordi metoden er en meget intensiv forvaltningsmetode, er den mest anvendelig på arealer med tidligere agerjord, hvor jorden i forvejen er påvirket af kørsel med maskiner. På tidligere landbrugsarealer er der desuden mindre risiko for, at man reducerer den eksisterende frøpulje, der som udgangspunkt vil være meget lille.

Fjernelse af topjorden eller muldlaget anvendes i nogen og stigende grad i Danmark som led i etableringen af natur på arealer med høj næringsstofbelastning, hvilket især omfatter tidligere agerjord. Derudover anvendes metoden utilsigtet ved anlægsarbejder som vejbyggerier og byggeprojekter samt ved råstofgravning. Arealer, som efterlades med rå mineraljord efter endt byggeri eller råstofudvinding, har vist sig at have et meget stort potentiale for udvikling af natur af høj værdi for truede arter (Hansen et al. 2008). For danske eksempler se fx kapitel 3, case 2, 3 og 7, samt appendiks A, case 41, 75, 82-84, 93-96. De danske erfaringer med fjernelse af topjord som udpiningsmetode er stadig sparsomme, dels fordi mange projekter er unge, og især fordi der kun undtagelsesvis foretages en overvågning af biodiversitetseffekterne af de gennemførte indsatser.

4.2.1.3 Reolpløjning

Reolpløjning har mange af de samme fordele som fjernelse af topjord, da formålet er at vende jorden (typisk i 60-70 cm dybde), hvorved det øverste muldlag og den ophobede næringsstofpulje bliver ”pløjet” ned i en dybde, hvor den har en begrænset indflydelse på overfladens plantesamfund. Etersom topjorden ikke skal bortskaffes, er reolpløjning væsentligt billigere.

Ligesom fjernelse af topjord kan reolpløjning være hård ved mikrotopografien, men overfladen kan også efterlades med mikrotopografisk variation efter reolpløjning, hvis der ikke foretages en efterfølgende udjævning. Metoden er ligeledes hård ved kulturspor i jorden.

For danske eksempler på brug af reolpløjning se fx Appendiks A, case 22, 66, 67, 77 m.fl. De danske erfaringer med reolpløjning som udpiningsmetode er

tiltagende, men fordi mange projekter er unge, og især fordi der kun undtagelsesvis foretages en overvågning af biodiversitetseffekterne af de gennemførte indsatser, ved vi meget lidt om udbyttet af virkemidlet.

4.2.1.4 Nedmuldning af organisk materiale

I stedet for at fjerne eller nedpløje den næringsrige topjord kan næringsstofpuljen gøres vanskeligere tilgængelig for planterne ved at nedpløje organisk materiale såsom halm, træflis eller hø (disse eventuelt blandet med sukker, se fx Eschen et al. (2007)). Når jorden tilføres mere kulstof, øges den mikrobielle optagelse og immobilisering af kvælstof (NO_3), og kvælstofpuljen i jorden gøres derved mindre tilgængelig for planternes vækst (Averett et al. 2004). Effekten af indgrebet favoriserer umiddelbart stresstolerante specialistarter (Eschen et al. 2007), men på grund af mikrobiel omsætning og frigørelse af kvælstof over tid er denne metode meget kortsigtet i forhold til de øvrige metoder til fjernelse af næringsstoffer (Török et al. 2011). Ligesom fjernelse af topjord og reolpløjning er nedmuldning hård ved jordstruktur og mikrotopografi og kan derfor bedst anvendes på agerjord, hvor strukturen i forvejen er homogen.

I gennemgangen af danske projekter med etablering af ny natur på dyrkede marker har der ikke været eksempler på brugen af nedmuldning som udpinningsmetode.

4.2.1.5 Græsning og høslæt

Uden forstyrrelser i form af græsning, brand, erosion, oversvømmelser m.m. vil der ske en ophobning af biomasse og næringsstoffer på langt de fleste naturarealer. På tidligere marker, hvor næringsindholdet i jordbunden er højt, vil det derfor være hensigtsmæssigt med en opfølgende forvaltning i form af græsning (uden tilskudsfodring) eller høslæt, hvor der eksporteres næringsstoffer via dyrenes (kød) og planternes biomasse (hø). Da græsning og høslæt kun fjerner ganske små mængder næring hvert år, kan det dog tage rigtigt mange år at nedbringe mængden af næringsstoffer på nye naturarealer anlagt på agerjord. Høslæt er som oftest en mere effektiv metode til at fjerne næringsstoffer end græsning (se også afsnit 4.1.1). Selvom græsning uden tilskudsfodring med tiden kan fjerne næringsstoffer, går det meget langsomt, fordi de fleste næringsstoffer sendes tilbage til jorden med dyrenes gødning.

Den vigtigste effekt af græsning i forhold til næringsbelastede arealer er, at de græssende dyr forhindrer ophobningen af førne, som medvirker til, at mosser og rosetplanter knyttet til enge, overdrev og heder bortskygges. Samtidig træder de græssende dyr huller i vegetationen, hvor mindre konkurrencestærke urter kan få en chance for at etablere sig. Så selvom græsning ikke direkte fjerner næringsstoffer og heller ikke kan forhindre et betydeligt artstab ved næringsbelastning, modvirker græsning alligevel en del af den negative effekt ved næringsstofferne (Ejrnæs et al. 2006).

Den fysiske forstyrrelse af vegetationen ved græsning og høslæt har mange andre fordele, hvilket er beskrevet i afsnit 4.4.

For danske eksempler på græsning som udpinningsmetode se fx appendiks A, case 31-33.

4.1.1.6 Afbrænding

I den danske naturforvaltning bruges afbrænding primært til at fastholde en bestemt vegetationsstruktur og -variation, især på hederne (Webb 1998,

Naturstyrelsen 2016). Men afbrænding kan også benyttes til at fjerne næringsstoffer. Ved afbrænding fjernes biomassen, og en stor del af det kvælstof, som er bundet i vegetationen, frigives som frit kvælstof, og næringsstoffer som Ca, Mg, K og P lagres i jordens organiske lag (Härdtle et al. 2006). De tilbageværende næringsstoffer kan udvaskes, hvis arealet er sandet, og derved sker der en egentlig udpining af de næringsstoffer, der er tilgængelige for planternes vækst.

I gennemgangen af danske eksempler på erstatningsnatur er der ikke fundet eksempler på brug af afbrænding i forbindelse med etablering af ny natur, og metoden anvendes i højere grad til forvaltning af eksisterende natur.

4.2.2 Genopretning af hydrologi

En stor del af det danske landskab er afvandet gennem rørlægning, udretning og uddybning af vandløb samt etablering af dræn og grøfter på de dyrkede marker, ferske enge, strandenge og moser. Genopretning af naturlige hydrologiske forhold kan derfor være en stor udfordring, men ikke desto mindre nødvendigt hvis målet er at genoprette fugtige og våde naturarealer på tidligere veldrænede marker. Genopretningen kan udføres ved at afbryde dræn, tilkaste grøfter, afbryde eventuelle opstemninger, nedlægge dambrug, reducere vandindvinding eller ved at bringe vandløb tilbage til en mere naturlig tilstand ved gensnoing eller ophør af oprensning og opgravning. Herved opnås en hævnning af grundvandsstanden og eventuelt også periodiske oversvømmelser. Størst potentiale vil der være, hvis man kan øge mængden af rent grundvand. Udvikling af grundvandsafhængige naturtyper som rigkær, kalkrige, tidvist våde enge og kildevæld forudsætter en konstant gennemstrømning af de øvre jordlag med næringsfattigt grundvand.

Det er afgørende, at vandet ikke er forurenet med store mængder kvælstof og fosfor. Det gælder derfor om at fjerne næringsstoffer fra tidligere agerjorde, inden hydrologien genoprettes (se afsnit 4.1.1.1), og det gælder om at sikre at det vand, som løber til et kommende naturareal, ikke er forurenet med drænvand fra dyrkede marker eller husspildevand, fx ved at lukke dræn og lede vandet udenom. Ofte vil det mest omkostningseffektive tiltag bestå i at standse afledningen af rent grundvand via grøfter. Genopretning af hydrologi kan også handle om at variationen genskabes på helt lille skala. En øget variation øger sandsynlighed for at de arter, der eventuelt måtte ligge i frøbanken, spirer (Melnik et al. 2017). På nogle arealer står grundvandsspejlet så højt, at man kan reducere afstanden til grundvandsspejlet betydeligt ved at fjerne det øverste lag jord (se fx appendiks A, case 95). Græssende dyr kan med deres vægt også bidrage til at skabe forstyrrelser, som medfører en mikrotopografisk variation i hydrologien på et nyetableret areal (Fløjgaard et al. 2017).

Ved genslyngning af vandløb reetableres vandløbet som spredningsvektor, og de hydrologiske gradienter og den naturlige dynamik mellem vandløbets sumpskove, moser, enge og overdrev gendannes. Danske erfaringer har tidligere vist, at øgede oversvømmelser med næringsrigt vand favoriserer produktive arter, og at mere specialiserede lav-produktive arter af højere naturværdi kan have svært ved at etablere sig i en højproduktiv vegetation (Baatrup-Pedersen et al. 2013). Dette er i overensstemmelse med resultater fra internationale studier, der viser, at artsrigdommen potentielt kan stige pga. spredning af arter med vandet, men at en stor næringspulje i jorden og overfladevandet vil begrænse artsrigdommen i de oversvømmede områder (Garssen et al. 2015).

Genskabelsen af naturlige hydrologiske forhold har en positiv effekt på padder, fordi de skaber et vådere miljø i overgangszonen mellem det terrestriske og det akvatiske miljø (Brown et al. 2012).

I Danmark er der genskabt ganske mange vådområder siden slutningen af 1980'erne, og for hovedparten af vådområdeprojekterne har det primære formål været at nedbringe næringsbelastningen af grundvand, kystvande, søer og vandløb (se afsnit 3.5.3). Vådområderne er typisk etableret ved fjernelse af afvandingssystemer (dræn, grøfter og eventuelle pumper), så vandet løber frit gennem området både som overfladevand og grundvand, genopretning af vandløb (genslyngning, hævet bund, ophør af grødeskæring), så de vandløbsnære arealer oversvømmes ved høje afstrømninger i vinterperioden, eller overrisling med drænvand fra bagvedliggende marker. Herved skabes permanente vådområder eller tidvist fugtige, våde eller vandækkede arealer.

Da der mangler en systematisk registrering af hvordan vådområderne er etableret (virkemidlerne), og der kun undtagelsesvis foretages overvågning af biodiversitetseffekterne, er erfaringerne med hvilke ændringer i de hydrologiske forhold der skaber gode levesteder, stadig relativt sparsomme.

Søer og vandhuller

Vandhuller etableres typisk som levested for bilag IV-padder. Padderne kræver vand og den rigtige vegetationsstruktur. I helt nyetablerede søer kan det tage en del år før den rigtige vegetation har indfundet sig, og vandhullet kan fungere som levested. I mange tilfælde vil man hurtigere skabe et levested for en paddeart ved at rydde eller oprense eksisterende vandhuller, hvor frøpuljen allerede er til stede (Amphi Consult 2009). Generelt findes der rigtig mange eksempler på oprettelser af vandhuller i danske erstatningsnaturprojekter (se fx kapitel 3, case 5, og talrige projekter i appendiks A). Hos Vejdirektoratet har man desuden udarbejdet en rapport for 'best practice' om oprettelse af ynglesteder for padder og firben, hvor metoder til etablering af paddevandhuller bl.a. er beskrevet (Vejdirektoratet 2015) (se også afsnit 5.3).

4.2.3 Plantedækket ved successionens start

Et sluttet plantedække med flerårige kulturgræsser og kløver kan udgøre en uoverstigelig barriere for kolonisering af de vilde planter der karakteriserer de lysåbne naturtyper (Tilman 1993). Hvis successionen derimod starter med bar jord, øges sandsynligheden for at der sker en kolonisering af frø og andre spredningsenheder, enten fra jordens frøbank eller spontan spredning fra omgivelserne (Pywell et al. 2002, Fagan et al. 2008).

Der kan skabes blottet jord eller mindre åbninger i etableret vegetation ved forskellige former for jordbearbejdning. Det mest radikale indgreb er dybdepløjning/reolpløjning, som er beskrevet ovenfor, hvor man vender jorden i 60-70 cm dybde. Herved bliver det hidtidige muldlag, den ophobede næringsstofpulje og frøkrudt "pløjet" ned i en dybde, som vil have begrænset indflydelse på overfladens plantesamfund (Walker et al. 2004). Samtidig udgør en relativ jomfruelig råjord efterfølgende det fremtidige udgangspunkt for flora, fauna og fauna. Arealet "nulstilles" populært sagt, hvilket vil begünstige et stort antal sjældne insekt- og plantearter.

Man kan også vælge at udføre en almindelig landbrugspløjning, hvor det øverste jordlag (15-20 cm) vendes rundt. Herved begraves vegetationen, og hele arealet efterlades blottet og klar til kolonisering. Harvning er et eksempel

på en mere skånsom mekanisk jordbehandling, hvor vegetationen og jordoverfladen brydes op, uden at de øvre jordlag vendes rundt. Endelig kan man anvende en skånsom harvning eller strigling af vegetationen, hvorved der skabes mindre åbninger i plantedækket med mere begrænsede muligheder for kolonisering af målarter. Hvis næringsstatus er høj, vil strigling og harvning næppe åbne arealet i tilstrækkelig grad for målarterne, og man kan øge deres muligheder for kolonisering af successionsarealet ved at udføre jordbehandling i en tør periode sidst på sommeren eller starten af efteråret. Endelig kan arealet efterlades som stubmark efter høst af den enårige afgrøde. Stubmarker kan give udmærkede muligheder for efterfølgende kolonisering, hvis der ikke er undersøet kløvergræs i den høstede afgrøde.

Nulstilling af et areal er et radikalt indgreb, der medfører en høj grad af forstyrrelse, der favoriserer pionerplanter og andre meget forstyrrelsetolerante arter. Da den rækkefølge, arter koloniserer et areal i, har stor indflydelse på, hvordan arealet udvikler sig, kan en tidlig ankomst af meget konkurrencestærke arter besværliggøre etableringen (Ejrnæs et al. 2006). I de første år efter etablering kan den bare jord hurtigt gro til i tæt vegetation bestående af højproduktive arter (John et al. 2016). I et eksempel fra Silkeborg Kommune har man ved etableringen af et overdrev oplevet, hvordan gyvel hurtigt kan overtage arealet, hvis der ikke sættes ind i tide. Arealet skulle fungere som erstatning for et overdrev, som blev nedlagt i forbindelse med et motorvejsbyggeri (se kapitel 3, case 2).

For få år siden var det almindelig praksis i Danmark at afslutte genopretningsprojekter med at udså en kløvergræsblanding, så der var noget at spise for de græssende dyr. Den praksis er eksempelvis gennemført på engene i Skjern Å, Ny Sprogø (se kapitel 3), en del af Naturstyrelsens projekter med udlæg af ny natur og en del projekter i kommunerne (se appendiks A). I LIFE Overdrev II-projektet blev opgivne marker oven for Ristinge Klint tilsået med græs, og der etablerede sig hurtigt et tæt græsdække, der har gjort det svært for overdrevsplanterne at etablere sig (Naturstyrelsen 2013a). Udviklingen mod overdrev går derfor meget langsomt, på trods af at der i nærområdet er en stor pulje af overdrevsarter til stede, som potentielt kan sprede sig til de nye overdrev.

I de senere år har der været en voksende opmærksomhed omkring værdien af at udlægge ny natur på bar jord uden tilsåning af græs og kløver. I både de kommunale og statslige projekter med udlæg af erstatningsnatur og nye naturarealer findes der således mange eksempler på arealer udlagt til fri succession (se kapitel 3 og appendiks A).

Hvor succession mod den målsatte naturtype går trægt, som følge af etableringen af et tæt plantedække med konkurrencestærke arter, kan man overveje at nulstille arealet og genstarte successionen ved en jordbehandling, der efterlader blottet jord med øgede koloniseringsmuligheder for de ønskede arter. Denne metode, der også betegnes som sandmarksdrift, er blandt andet anvendt i Mols Bjerger og på Forsvarets arealer på Borris Hede (FBE 2013).

I Mols Bjerger i Syddjurs Kommune har man udlagt en række nulstillingsparceller, hvor der er lavet forsøg med blotlægning af tør og sandet jord for at skabe en mere blomsterrig og lysåben vegetation med varm jordbund til gavn for bl.a. insekterne (se Figur 4.2.4). Idéen er at nulstillingen favoriserer tidlige successionsstadier, som er en tilgroning der strækker sig mange år ud i fremtiden, og som vil være mere varierede i struktur og ressourcer end udgangs-

punktet var. Forsøget overvåges bl.a. ved dokumentation af vegetationsudviklingen. De tidlige resultater tyder på at arealerne udvikler sig i den rigtige retning, både for planter og nektarsøgende insekter. Der foreligger dog endnu ikke nogen undersøgelse af langtidseffekten endnu. Gentagne nulstillinger af sådanne successionsarealer kan også medvirke til at udpine arealerne, idet jordbehandlingen medfører øget udvaskning af næringsstoffer.

På Randbøl Hede har Naturstyrelsen, som en del af LIFE Hede-projektet, foretaget en tørvefjernelse i 2 m brede striber i udvalgte områder med dominans af store kraftige græsser med henblik på at fremme den naturlige hedevegetation. Tørven er fjernet ned til den blottede mineraljord og efterfølgende kørt væk fra området.



Figur 4.2.4. Forsøg med nulstilling af succession på to af Molslaboratoriets arealer, hvor jord er braklagt i begge områder. Ø-TV: Område 1 før behandling. Ø-TH: Område 1 efter knusning og fræsning. N-TV: Område 2 før behandling. N-TH: Område 2 1,5 år efter knusning og fræsning, men før græsning. Figur fra Bruun (2015).

4.3 Assisteret spredning

På naturgenoprettede arealer vil vegetationen i de første mange år afspejle frøbankens sammensætning af arter. Frøbanken fungerer som en "hukommelse" for tidligere tiders plantevækst på arealet (Bakker et al. 1996). Thompson et al. (1997) har imidlertid undersøgt frøbankens levetid for en lang række arter og fundet, at kun en meget begrænset andel af de arter, der tilhører naturtyperne overdrev og eng, danner en persistent frøbank, dvs. danner frø med en levetid over fem år. Og på arealer, der har været opdyrket eller drænet, vil de relativt

få frøbankdannende arter fra den oprindelige naturlige vegetation hurtigt forsvinde (Brown 1998). På grund af den korte levetid er den tilgængelige artspulje i frøbanken stærkt afhængig af arealets driftshistorie. På arealer, der har været opdyrket gennem flere årtier, vil frøbanksens indhold af arter fra den oprindelige, naturlige vegetation således være stærkt begrænset.

På arealer med lang afstand til egnede spredningskilder og en forarmet frøbank kan den lokale artspulje udgøre en væsentlig flaskehals for udviklingen af artsrige samfund på nye naturarealer (Eriksson 1993, Zobel 1997, Pywell et al. 2002), og her kan det være nødvendigt med en assisteret spredning af de naturlige plantearter. Som følge af mange års opdyrkning kan frøpuljen fra tidligere tiders naturlige vegetation være meget begrænset på agerjord. I et landbrugsdomineret land kan der derudover være langt til nærmeste naturareal, hvorfra frø og andre spredningsenheder kan spredes. Af den videnskabelige litteratur fremgår det endvidere, at genopretning af artsrige naturarealer er stærkt afhængig af, at de arter, der er karakteristiske for den naturtype, man ønsker at skabe, koloniserer successionsarealerne tidligt (Lockwood 1997, Ejrnæs et al. 2006). Det sikrer man ved, at det nye naturareal placeres i umiddelbar nærhed af eksisterende naturlokaliteter, eller ved at arterne aktivt flyttes til arealet.

Arternes spredning kan assisteres ved udsåning af frø, flytning af hø, tørv, vand eller sediment fra gode naturområder til genopretningsområderne, eller ved målrettet flytning af udvalgte arter. Man kan også vælge at facilitere den naturlig spredning af frø med græssende dyr ved at sammenkæde nyetableret natur med eksisterende naturarealer, gerne af den naturtype, man ønsker at genskabe (se afsnit 4.3.6).

Et succesfuldt udbytte af assisteret spredning afhænger imidlertid af at de rette økologiske kår på voksestedet, og i særdeleshed næringsstofpuljen i jorden, er genoprettet. Hvis ikke, vil de næringselskende og konkurrencestærke arter hurtigt etablere et tæt vegetationsdække uden åbninger til kolonisering af de karakteristiske arter for naturtypen, og "assistance" vil være spildt (se kapitel 4.1 om nedbringelse af næringsstoffer).

Herunder gennemgås nogle generelle betragtninger og de mest anvendte og bedst undersøgte metoder til assisteret spredning.

4.3.1 Generelle betragtninger ved assisteret spredning

Donorarealet

Det anbefales at indsamle arter, frø, hø, tørv m.m. fra naturarealer i nærområdet (Török et al. 2011, Oddershede et al. 2017). Det er vigtigt at være opmærksom på at undgå flora- og faunaforurening ved indførelse af arter, som ikke forekommer naturligt i området. Kommercielle frøblandinger egner sig som udgangspunkt ikke til etablering af erstatningsnatur, da de typisk indeholde frø af udenlandsk oprindelse, enten eksotiske arter eller eksotiske og konkurrencestærke genotyper af danske arter. En norsk undersøgelse har vist, at udsåede konkurrencestærke arter kan dominere vegetationen på modtagerarealer i årtier efter en udsåning (Hagen et al. 2014).

Udvælgelsen af donorarealer bør derfor baseres på en lokal screening for egnede donorområder. Det er naturligvis vigtigt at vælge donorarealer, hvor flytning af tørv, hø eller indsamlede frø ikke forværrer donorarealets tilstand. Hvis det gode naturareal henligger med meget ekstensiv græsning eller måske har været ugræsset i en periode, kan det dog være meget positivt med et

høslæt på arealet. Og selv arealer i fin naturtilstand med græsningspleje kan have gavn af en beskeden afgravning af tørv til podning andetsteds. De flader, som afgraves, er at ligne med den naturlige forstyrrelse, som sker, når havet eroderer kystskrænter, eller når store dyr tramper og roder i jorden.

Når store arealer lægges ud til ny natur, kan indsamling af frø, hø og tørv fra lokale kilder være både dyrt og tidskrævende. Man kan derfor vælge, at frø og hø spredes i lav koncentration over hele modtagerarealet eller i høj koncentration på mindre delarealer, hvorved disse med tiden kan fungere som spredningskilder til hele arealet. Tilsvarende kan tørven ”plantet” i klumper eller spredes ud over et større areal i et systematisk skakternmønster.

4.3.2 Udsåning af frø

Udsåning af frø er en hyppigt anvendt metode til naturgenopretning af især overdrev i mange dele af Europa (Török et al. 2011), men metoden bruges stadig relativt sjældent i den danske naturforvaltning. På internationalt plan er assisteret spredning et udbredt forvaltningsværktøj, og der findes en række forskningsnetværk (fx www.nativeseednetwork.org og www.ser-insr.org), der udelukkende beskæftiger sig med genopretning af naturlige økosystemer ved spredning af frø med lokal oprindelse.

For at øge sandsynligheden for, at udsåningen fører til, at arterne spirer og etablerer sig på arealet, kan det i nogle tilfælde være en fordel at optimere de ønskede plantearters konkurrenceevne ved at udpine jordbunden (afsnit 4.1.1) og udlægge arealet med bar jord (afsnit 4.1.4). Det kan eksempelvis ske ved en afskrælning af topjorden, hvilket reducerer både næringsstofpuljen og konkurrencen fra allerede etablerede arter. I en gennemgang af europæiske forsøg med assisteret spredning og etablering af græslandshabitater har man således fundet, at tilførsel af frø i kombination med fjernelse af topjord er en effektiv metode til at overkomme den begrænsning, som en fraværende naturlig frøbank kan være (Kiehl et al. 2010). Flere udenlandske forsøg har vist, at metoden er den mest effektive til etablering af forskellige overdrevstyper (Walker et al. 2004, Pywell et al. 2007).

Frø af vilde planter modner på forskellige tidspunkter, og hvis man ønsker en varieret flora, bør man høste frø flere gange årligt fra juli til september.

Når store arealer lægges ud til ny natur, kan indsamling af frø fra lokale kilder være både dyrt og tidskrævende. Török et al. (2011) anbefaler, at indsamlede frø udsås i lav koncentration over hele modtagerarealet og i høj koncentration på mindre delarealer, således at disse delarealer kan fungere som spredningskilder. Generelt kan man sige, at det er vigtigt, at den translokerede population er af en vis størrelse, idet der ofte vil være et vist tab af individer i etableringsfasen, som kan gøre populationen sårbar (Brooker et al. 2017).

Selvom fjernelsen af topjord kombineret med udsåning er en god metode til at fremme udviklingen mod artsrige naturarealer, fungerer virkemidlet bedst ved en opfølgende forvaltning i de første år efter etablering, da bar jord hurtigt kan gro til i tæt vegetation bestående af høj-produktive arter (John et al. 2016). Den opfølgende forvaltning kan eksempelvis være gentagne høslæt, der mindsker konkurrence og bortskygning fra ikke-målarter, og hvor fjernelse af førne efterlader yderligere etableringsmuligheder for specialister (Melnik et al. 2017).

I Syddjurs Kommune har man i forbindelse med etableringen af et erstatningsoverdrev udsået frø fra karakteristiske urter indsamlet på nærliggende arealer (appendiks A, case 64). Dette blev opprioriteret, fordi lokaliteten skulle være levested for områdets sommerfugle, hvilket stiller specifikke krav til en overdrevsflora af høj naturkvalitet. Frøene blev udsået på en opløjet ekstensiv græseng, og det er efterfølgende aftalt, at der foretages høslæt på arealet. I Hjørring Kommune planlægger man at indsamle frø fra lokale kilder for at genskabe klitnatur på et areal med agerjord (se kapitel 3, case 4).

I LIFE Overdrev II-projektet blev der på Suserupgaard udført assisteret spredning af overdrevsarter ved udsåning af frø fra et lokalt overdrevsareal, der på høsttidspunktet havde været taget ud af omdrift i godt 30 år. Frøblandingen bestod af 52 almindelige overdrevsarter, der blev sået ud med en tæthed på 10 kg / ha på 18 ha (se kapitel 3.5.2 og Naturstyrelsen (2013a)). Der er ikke evalueret på effekten af indsatsen siden gennemførelsen.

Strandengsarealet langs diget syd for forbindelsen over Femern Bælt er et værdifuldt naturområde, med række sjældne planter (fx ager-kohvede, klæbrig limurt og strand-mandstro). Som en del af etableringen af erstatningsnatur i projektet (se også kapitel 3, case 7) er planlagt, at overfladejorden fra det gamle dige med tilhørende frøbanken, vil skrabet af og opbevaret frem til anlægsprojektets afslutning. Her vil jorden (med frø) blive spredt ud på det retablerede dige og det nye landområde med henblik på at retablere de naturmæssige værdier på det oprindelige dige.

De danske erfaringer med udsåning af frø som metode til at berige den lokale artspulje er stadig sparsomme, dels fordi metoden er tidskrævende, og mange projekter er så unge, at vi endnu ikke kender udbyttet af indsatsen, og dels fordi der hidtil kun undtagelsesvis foretages en overvågning af biodiversitets-effekten.

4.3.3 Spredning af hø

Spredning ved hjælp af hø fra eksisterende naturarealer kan være med til at sikre, at de karakteristiske arter for den ønskede naturtype etablerer sig i de tidlige faser af successionen. Ligesom ved udsåning af frø og transplantation af vegetation anbefales det at indsamle høet i lokalområdet for at undgå at indføre arter, der ikke forekommer naturligt i området. Det kan være vanskeligt og tidskrævende at skaffe tilstrækkelige mængder af frisk hø, hvis modtagerarealet er stort. Ved at fordele i høj koncentration i afgrænsede områder er det muligt at dække et større areal, og områderne kan fungere som spredningskilde til resten af arealet.

Udenlandske studier peger på, at det bedste resultat opnås ved udbringning af frisk hø, så de modne frø ikke tabes under tørring og transport (Kiehl et al. 2014). Høets kvalitet (herunder mængden af modne frø) er af central betydning, og høet bør udbringes i et relativt tyndt lag, så spiring og kolonisering ikke hæmmes. Høet skal høstes tidligt på dagen og indsamles straks, så de modne frø ikke tabes, inden høet udspreddes på arealerne. Ved spredning af hø kan det dog være svært at vide, hvor mange frø der præcis overføres fra donorarealet. Tærskning af høet gør det nemmere at styre frøene og få dem blandet og spredt jævnt ud. Og succesraten kan øges, hvis der eftersås med frø fra samme donorareal (Baasch et al. 2016).

I litteraturen er der mange eksempler på podning med hø på græslandslokaliteter (Kiehl et al. 2014). I en engelsk undersøgelse forsøgte man at etablere en hedevegetation ved at nedpløje skud fra lyngarter på tidligere agerjord. Metoden havde god effekt i de første år, hvor den nye vegetation nærmede sig målsætningen, men metoden var ikke langtidsholdbar (Pywell et al. 2002), formodentlig fordi de rette økologiske kår ikke var genoprettet, og målarterne derfor blev udkonkurreret.

I flere LIFE-projekter har man podet de opgivne marker med hø fra nærliggende overdrevslokaliteter. I LIFE projekterne 'Connect Habitats' (ved Bøjden Nor), LIFE Helnæs og LIFE Overdrev II er en del af de opgivne marker podet med hø fra lokale overdrev udviklet på opgivne marker (Bobakkerne og Mandemarke Bakker). Her blev vegetationen slået med le, og det afslåede hø blev revet sammen og spredt på de tidligere marker. Her har man gjort sig nogle praktiske erfaringer med virkemidlet, så mængden og variationen af frø optimeres (Naturstyrelsen 2013a), mens der endnu mangler en opfølgning på, hvilken effekt den assisterede spredning har haft på vegetationsudviklingen.

De danske erfaringer med spredning af hø som metode til at berige den lokale artspulje er stadig sparsomme, dels fordi mange projekter er unge, og især fordi der kun undtagelsesvis foretages en overvågning af biodiversitetseffekterne af de gennemførte indsatser.

4.3.4 Flytning af tørv

Ved transplantation af vegetation (flytning af tørv) udgraves og flyttes intakte stykker vegetation, og dele af de øverste jordlag, til et modtagerareal (se fx Bruelheide og Flintrop (2000)). Man graver i en dybde, der sikrer, at en stor del af planternes rødder, jordstængler, knolde, svampehyfer og andre jordlevende organismer, samt store dele af frøbanken, kommer med. Når hele stykker tørv flyttes til et modtagerareal, vil en stor del af donorarealets biotiske og abiotiske forhold følge med. Mikroorganismer, svampe, jordbundsfauna og i nogle tilfælde også pH tilføres til modtagerarealet, hvilket øger sandsynligheden for en hurtig etablering af den ønskede vegetation, da de rødder, frøbanke, udløbere og knolde, som den transplanterede tørv måtte indeholde, får et miljø, som minder om donorarealets. For planterne betyder det, at overlevelseshastigheden er høj, og at vegetationssammensætningen på modtagerarealet ofte kommer til at ligne donorarealets (Török et al. 2011).

Eftersom flytning af tørv er et omkostningstungt virkemiddel, vil man typisk flytte tørv over på modtagerarealet i mindre felter, fx kvadrater på fx 1 m x 1 m med en dybde på fx 30 cm. På Suserupgaard (LIFE Overdrev II) har man flyttet 100 små overdrevstørv (0,5 x 0,5 m i 10 cm dybde) fra lokale grusgrave, der ikke er omfattet af § 3 (afsnit 3.5.2). Transplantationen sker typisk til et modtagerareal, hvor man har sikret, at arterne fra tørv har de bedste muligheder for at sprede sig til det resterende areal, fx ved at fjerne topjorden (Sengl et al. 2017).

Der er flere udenlandske erfaringer med transplantation af tørv. I en østrigsk undersøgelse af forskellige metoder til genetablering af engvegetation sammenlignede man tørvetransplantation med naturlig kolonisering, podning med hø og podning med frø, og tørvetransplantation viste sig at være den bedste metode i forhold til at genskabe en referencevegetation (Sengl et al. 2017). Dette er i overensstemmelse med resultater fra engelske hedeforsøg, hvor transplantation af tørv fra hede til ekstensive græsmarker har vist sig

som en effektiv måde at konvertere græsmarker til hede på. Transplantationen af hedevegetation havde en langtidsholdbar effekt, hvor både pH og vegetationssammensætningen havde hedekarakter 17 år efter indgrebet (Pywell et al. 2011).

Det til dato nok største transplantationsforsøg er lavet i Harzen i sommeren 1993 (Bruelheide og Flintrop 2000), hvor en 0,40 ha eng blev flyttet 300-600 m ved hjælp af en specialdesignet bulldozer pga. anlægsarbejde i forbindelse med en bjergtunnel. Det lykkedes at flytte plantesamfundet i sådan en grad, at stort set alle truede arter fulgte med. I årene lige efter etableringen var dækningsgraden dog lav pga. forstyrrelsen, men denne effekt aftog. Undervejs blev en stigning i biomasse observeret et enkelt år, hvilket reducerede dækningsgraden af de truede arter. Effekten fortog sig igen, men kan være en eftervirkning af den forstyrrelse, der er sket ved etablering, som risikerer at stimulere en mineralisering af næringsstoffer i jorden.

Ligesom ved spredning af hø og udsåning af frø anbefales det at indsamle materiale i lokalområdet for at undgå at indføre arter, som ikke findes lokalt. For at dyr og planter lider mindst skade, anbefales det, at tørven flyttes uden for vækstsæsonen (Bruelheide og Flintrop 2000). Normalt vil flytning af tørv kun omfatte en spredt podning, altså relativt små mængder af tørv fra en meget lille del af arealet i donor-lokaliteten. Herved vil indgrebet i reglen gavne biodiversiteten på begge arealer, og arbejdet med at flytte tørv vil blive mindre. Alligevel er metoden omkostningsfuld og derfor mest velegnet på små, isolerede arealer. På lerede jorder er tørven vanskelig at udgrave og tung at transportere. På sandede jorde er tørven løs og falder nemt fra hinanden (Török et al. 2011). Under transport af meget sandholdig tørv smuldrer tørven meget let og får mere karakter af løs jord end egentligt sammenhængende tørv med intakte økosystemer. Ikke alle arter kan overleve den håndtering. Dette skete på Jægerspris Skydeterræn, hvor det viste sig at være umuligt at flytte jorden i hele tørvestykker (se Figur 4.3.2).

Vi ved meget lidt om, hvordan arter er afhængige af hinanden i økosystemer, og flytning af tørv øger sandsynligheden for, at vigtige symbiotiske forhold kan etableres på modtagerarealet. Ved flytning af enkelte individer er det derimod svært at vide, om modtagerarealet byder på de biotiske og abiotiske vilkår, som mållarten behøver for at etablere en bestand. Nogle interaktioner er kendte og kan tænkes ind i en forvaltningsplan. For nogle arter skal bestemte værtsplanter fx være til stede, dette gælder bl.a. sommerfuglen hedepletvinge, som lægger sine æg på djævelsbid. En anden sommerfugl, sortbrun blåfugl, er afhængig af planten blodrød storkenæb. I Hjørring Kommune har man i forbindelse med et anlægsprojekt, som nedlagde et levested for sortbrun blåfugl (se kapitel 3, case 3), flyttet tørv indeholdende planten blodrød storkenæb i håb om at flytte sommerfugleæg med. Erfaringerne indtil videre er, at planten har etableret sig på modtagerarealet, men man ved endnu ikke, om sommerfuglen er fulgt med, idet overvågningen ikke var implementeret i erstatningsnaturprojektet.

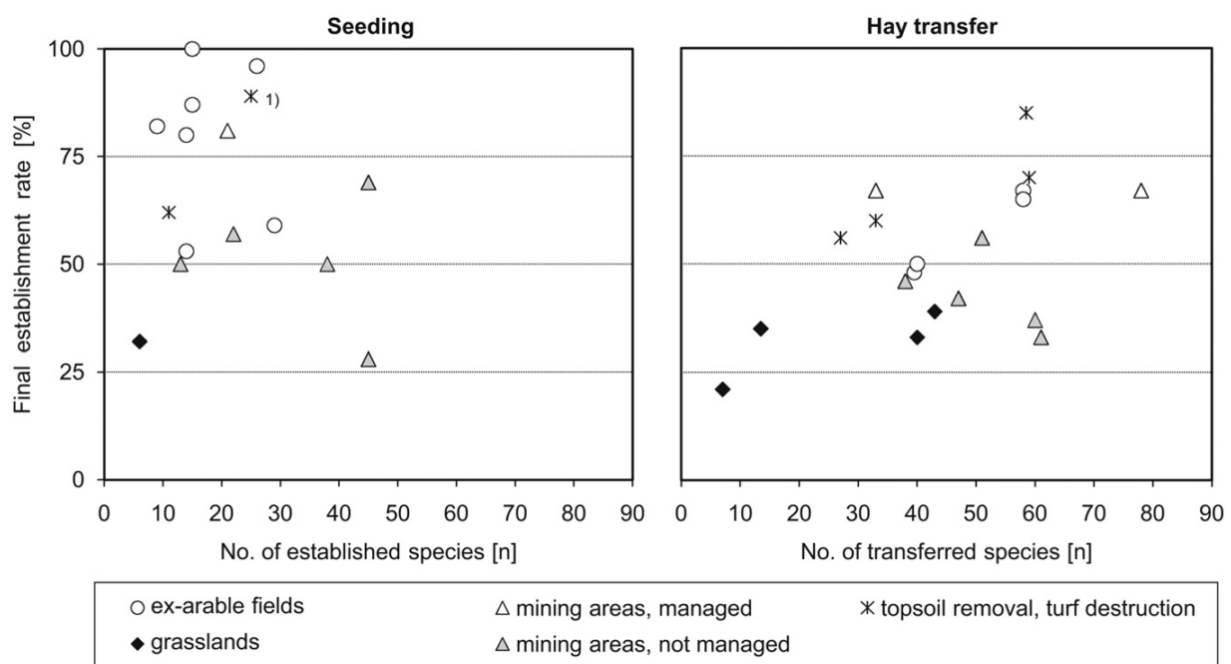
For andre arter er symbiosen mere "usynlig", fx er mange arter afhængige af tilstedeværelsen af en svamp. Orkideen skov-hullæbe danner mycorrhiza (svamperod) med arter af sæksvampe af bægersvampordenen (Pezizales), og det er gennem svampen, at vokse individer af planten optager en stor andel af deres kvælstof og kulstof (Gebauer og Meyer 2003). I et dansk forsøg (Pedersen 2013) forsøgte man at flytte individer af skov-hullæbe til et areal, hvor arten voksede i forvejen, dog uden held. Da forholdene umiddelbart har

været til stede, for at arten kunne trives på arealet, er det muligt, at de transplanterede individer ikke har haft tilstrækkeligt med jord og svampehyfer med fra donorarealet.

I Femern Bælt-projektet (kapitel 3, case) har man gennemført et mindre forsøg med at flytte tørv med maj-gøgeurt og bakkegøgelilje i august 2013 og februar 2014. Optællinger i juni 2014 viste en overlevelsrate på 50 % for planter, der blev flyttet i august og 100 % for planter, der blev flyttet i februar (Femern A/S 2015).

Man skal vurdere donorarealet nøje, så der ikke overføres uønskede arter. I Kalundborg Kommune har man i forbindelse med nedlæggelsen af et overdrev afgrødet græstørv med overdrevsflora og henlagt disse på en erstatningslokalitet. Den foreløbige vurdering er, at frø og plantedele af gyvel, som er tilført med tørv, risikerer at dominere erstatningsoverdrevet i en grad, så overdrevsvegetation får svært ved at etablere sig.

De danske erfaringer med flytning af tørv som metode til at berige den lokale artspulje er stadig sparsomme, dels fordi mange projekter er unge, og især fordi der kun undtagelsesvis foretages en overvågning af biodiversitets effekterne af de gennemførte indsatser.



Figur 4.3.1. Introduktion af arter med hhv. frøspredning (TV) og podning med hø (TH) i forskellige habitattyper. Ved frøspredning er antallet af etablerede arter fra frøblanding angivet på x-aksen, og ved podning med hø angiver x-aksen, hvor mange plantearter fra donorarealet, som man ved, er blevet overført til det nye areal. Etableringsraten er andelen af etablerede arter, som stammer fra enten de indsamlede og transplanterede frø eller fra donorarealer ved afslutningen af observationsperioden. 1) markerer forsøg, hvor tørv nulstilles af herbicidbehandling. Kilde: (Kiehl et al. 2010).

Figur 4.3.2. Jægerspris Skydeterræn. Øverst: Oprindelig vegetation. Nederst: Genvækst i den transplanterede tørv. Ægbladet fliglæbet og maj-gøgeurt. Foto: Peter Wind.



4.3.5 Flytning af arter

De væsentligste erfaringer med flytning af arter i dansk naturforvaltning vedrører flytning af padder og krybdyr. Generelt er erfaringen, at succesfuld opdræt og flytning af æg, yngel og voksne padder er kompliceret og kræver specialviden. Mens spidssnudet frø ofte kan flyttes, er en art som løgfrø vanskelig at opfostre i fangenskab og flytte (Vejdirektoratet 2015). For isolerede bestande af markfirben, hvis hele leve- og ynglested er truet af anlægsarbejde, er indsamling af flest mulige individer nødvendig for at sikre bestandens overlevelse. Metoden er usikker, da det kan være vanskeligt at fange størstedelen af bestanden. Det er afgørende, at dyrene indfanges på det rigtige tidspunkt på året. Effektiv flytning af dyrene er meget vanskelig og kræver specialviden.

Der er enkelte eksempler på re-introduktion af insekter fra andre lande som fx eghjort, der blev genudsat i Jægersborg Dyrehave i 2013 (Consult 2013). Der er også gjort forsøg med udsætning af dagsommerfugle. Her er fx danske individer af hedepletvinge opfostret i fangenskab og udsat i Nordtyskland i forbindelse med et LIFE-projekt (European Commission 2010). I udlandet er der

gjort mange erfaringer med re-introduktionsprogrammer for sjældne arter. Re-introduktionen af sortplettet blåfugl til England fremhæves ofte som et vellykket eksempel (Thomas et al. 2009). Der er også erfaringer bl.a. fra England med re-introduktion af både biller, græshopper og en række plantearter.

4.3.6 Samgræsning med eksisterende naturarealer

En række planter producerer frø, der er dyrespredte. Nogle frø hænger i pelsen på dyrene, eller jord med frø sætter sig i klove og hove (epizooisk spredning), mens andre spredes ved, at dyrene æder planternes frugter og frø (endozooisk spredning). Samgræsning af større arealer kan dermed være med til at mindske spredningsbegrænsning for nogle plantearter. Ofte er dyrespredning ikke planternes primære spredningsstrategi, og effektiviteten varierer meget mellem arter. Omvendt har mange planter et meget begrænset spredningspotentiale, og de fleste arter spreder sig kun effektivt med de græssende dyr. Et får bærer langt over 10.000 frø i løbet af en sæson (Fischer et al. 1996), og frøene har en opholdstid fra få timer til mere end to måneder. Det er især frø af høje planter, der kan spredes med fårenes pels, mens de, der spredes med dyrenes klove, i langt højere grad også omfatter frø af lave planter. På klovne af 30 får blev der fundet i alt 382 frø fordelt på 48 arter (Fischer et al. 1996). Betydningen af denne form for frøspredning er dog vanskelig at kvantificere, idet kun en brøkdel af frøene lander i et egnet spirebed. De arter, der spredes endozooisk, er i høj grad plejeafhængige arter eller arter, der er knyttet til naturlige, åbne habitater, samt en del arter, der er knyttet til ruderal-samfund. Der er en sammenhæng mellem de arter, der spredes og spirer på kokasser, og udviklingen af en græsningstilpasset vegetation. Jo tættere man er på indledningen af græsningsplejen, og jo mere artsfattig udgangsvegetationen er, des større bidrag er der af kokassefloraen (Buttenschön 2007). Spredningsevnen for en lang række arter af planter bliver således ikke forbedret af samgræsning, og svampe, insekter og andre dyr er sandsynligvis mere afhængige af den geografiske afstand til kildebestande af de enkelte arter.

4.4 Pleje i form af græsning eller høslæt

Som udgangspunkt etableres naturarealer bedst ved at overlade et areal til fri succession efter genopretning af naturlig hydrologi og en naturlig fauna af store græssende dyr. På mange arealer har denne tilgang dog komplikationer, hvor en høj næringsstofpulje, mangel på spredningskilder i nærområdet og et lille areal forhindrer udviklingen af en næringsfattig og artsrig natur (Nygaard et al. 2012). Efterlades arealer til fri succession, og er tætheden af græssende dyr i landskabet lav, så vil åben vegetation højst sandsynligt udvikle sig til vedplan-tevegetation (se fx Pickett (1982)), såfremt vedplanternes etablering og vækst ikke er begrænset af andre forhold som fx en høj vandstand. På eksisterende naturarealer er opvækst af vedplanter ikke nødvendigvis et akut problem for biodiversiteten (Öckinger et al. 2006), men på nyetablerede naturarealer kan det i de første år være vigtigt at skabe lysåbne forhold, hvor dyr, frø og sporer kan etablere sig. Vedplanter må gerne være til stede i den lysåbne vegetation, da de kan være til gavn for mange insekter og svampe, men den specialiserede vegetation, som vi kender fra enge, heder, moser og overdrev, får svært ved at indfinde sig, hvis vedplanterne dominerer. Den specialiserede, lysåbne vegetation har ligeledes mange tilknyttede insekt- og svampearter, som også vil forsvinde ved tilgroning (Török et al. 2011).

Husdyrgræsning og høslæt efterligner de store dyrs græsning og fastholder lysåbne plantesamfund i tidlige successionstrin. Høslæt fungerer som erstatning for græsning, som er en naturlig proces. Både græsning og høslæt skal

tilpasses arealernes produktivitet. Meget næringsfattige arealer med rå mineraljord behøver kun ganske små forstyrrelser for at opretholdes som lysåbne, mens mere produktive arealer kræver hyppige forstyrrelser. Græsning og høslæt kan begge modvirke, at enkelte konkurrencesterke arter dominerer de nyetablerede naturarealer (Gibson og Brown 1992, Pywell et al. 2002). Det drejer sig typisk om effektivt spredte og højt voksende græsser og bredbladede urter, der er meget almindelige i det ugræssede landskabs vejkanter, markskel og levende hegn.

Græsning

Græsningen er en naturlig proces, der kan skabe en naturlig tidslig og rummelig dynamik i vegetationsstrukturen, hvis græsningstrykket er tilstrækkeligt lavt. På grund af dyrenes bevægelse og præferencer vil arealet fremstå varieret, og grupper af træer og buske vil få lov at stå. Variationen i vegetationen betyder en større variation af ressourcer og levesteder til gavn for dyr og svampe. For mange dyr, især insekter, betyder det også, at føderessourcer i form af nektar vil være tilgængelig i en længere periode, samt at vegetationen kan bruges som opholdssted for larver, æg og pupper (Öckinger et al. 2006, Cizek et al. 2012) (det er denne effekt, man forsøger at efterligne med mosaikslåning). På mange arealer vil en ekstensiv græsning med fx heste eller køer være tilstrækkeligt til at opretholde en artsdiversitet i både sommerfugle og planter. Fåregræsning risikerer at skabe en lav og ensartet vegetation med meget få blomster, medmindre tætheden af får er lav, eller fårene primært er på arealerne i vinterhalvåret.

Tramp fra græssende dyr kan skabe mikrotopografisk variation i form af lavninger, tuer og blotlæggelse af jord. I de tidligere faser af et nyetableret naturareal skaber dette etableringsmuligheder for specialiserede nøjsomhedsplanter, som ellers har svært ved at konkurrere med planter, som er hurtige til at udnytte en høj tilgængelighed af næringsstoffer (Melnik et al. 2017). Græsning skaber en øget variation af næringsstofftilgængelighed, fordi dyrenes indtag og gødning omfordeler næringsstofferne inden for arealet gennem dyrenes bevægelse (Buttenschön 2007). Dyrenes gødning er endvidere levested for højt specialiserede svampe og insekter. Hvis dyrene får lov at blive liggende som kadavere, er der endnu en udvidelse af levestedsmuligheder. Alt dette øger højst sandsynligt insektbiomassen, og man vil kunne se en positiv effekt højere oppe i fødekæden hos fugle og flagermus.

Selvom græsning uden tilskudsfodring med tiden kan fjerne næringsstoffer, går det meget langsomt, fordi de fleste næringsstoffer sendes tilbage til jorden med dyrenes gødning. Her er det langt mere effektivt at slå vegetationen og fjerne det afslåede hø. Høslæt kan kombineres med græsning, hvor der tages slæt i juni med fraførsel af biomasse på næringsbelastede arealer, hvorefter disse indlemmes i en samgræsning med mere næringsfattige arealer i en bedre naturtilstand. Hvis et nyetableret naturareal indlemmes i et eksisterende af høj kvalitet, vil græssende dyr virke som spredningsvektorer (se afsnit 4.5).

Ved etablering af nye naturarealer vil græssende dyr forhindre tilgroning af vedplanter og konkurrencesterke arter. Græsningstype og intensitet tilpasses arealets type, og ikke mindst størrelse, hvor store arealer kan forvaltes med græsning af mere vild karakter. I Danmark praktiseres sommergræsning, rotationsgræsning, vintergræsning, helårsgræsning og vildgræsning alt efter type og størrelse på arealet (flere detaljer kan findes i Fløjgaard et al. (2017), (Buttenschön 2007) og Nygaard et al. (2012)).

Høslæt

Opvæksten af vedplanter kan være af sådan et omfang, at påvirkning fra græssende dyr ikke kan føre det tilbage til lysåben tilstand. Høslæt kan være en forholdsvis hurtig metode til at bringe arealet i en tilstand, som strukturemæssigt minder om et areal med lang græsningskontinuitet (Öckinger et al. 2006). I etableringsfasen er høslæt desuden en effektiv metode til at fjerne den næringsstofpulje, som kan forhindre en naturlig genopretning af artsrig, næringsfattig natur på tidligere agerjord (se afsnit 4.1.1.1). Høslæt har i mange tilfælde vist sig at fremme plantesamfund, som i højere grad består af urter frem for græsarter (Maron og Jefferies 2001), og som indeholder flere sjældne arter.

På mange arealer foretages høslæt med maskiner, hvilket er en effektiv måde til at fjerne vedplanteopvækst og ikke mindst næringsstoffer. Ved brug af tunge maskiner risikerer man dog at udjævne mikrotopografisk variation, såsom lavninger og tuer, som er vigtige for variationen i levesteder (Silvertown et al. 1999, Moeslund et al. 2013). Hvis naturarealet anlægges på tidligere agerjord, så burde dette ikke være et problem, men over tid bør man overveje at skifte maskinhøstning ud med mere skånsomme metoder for at tillade opbygningen af mikrotopografisk variation. Er arealet meget lille, så kan slåning med le være en god metode, fordi der er mulighed for at tage hensyn til strukturer såsom myretuer, lavninger og vedplanter på arealet.

Høslæt adskiller sig fra græsning ved at være en pludselig og ensartet fjernelse af biomassen. Dette skaber en homogen vegetationsstruktur, men man risikerer en høj dødelighed for de insekter, som lever af den nektar, som pludselig forsvinder, og især for dem, som lever som larver, pupper eller æg i vegetationen. Ved at lade dele af vegetationen være uslået formindsker man risikoen for at slå hele leddyrpopulationer ihjel. I en sammenlignende analyse af primært europæiske og nordamerikanske undersøgelser af effekten af forskellige forvaltningsmetoder på artsrigdommen af vilde bier fandt man, at høslæt, som den eneste metode, havde en negativ effekt på både abundans og artsrigdom (Tonietto og Larkin 2017). Slåning i mosaik har vist sig at være gavnlig for flere grupper af leddyr, inklusive sommerfugle (Cizek et al. 2012, Bruppacher et al. 2016). Sommerfuglebestande trives bedst i naturarealer med en ekstensiv forvaltning, hvor blomsterressourcerne skånes (Öckinger et al. 2006), som fx én sensommer slåning per år (Körösi et al. 2014).

På små isolerede arealer kan høslæt være en god metode til at fremme en lysåben og artsrig vegetation, men på større arealer kan man overveje græsning, da det er mindre arbejdsintensivt og skaber levesteder for flere arter. For eksempel er mange arter knyttet til nedbrydning af dyrenes gødning, og høslæt skaber ikke den samme rumlige variation i overfladen og vegetationsstrukturen, som græsning gør.

Naturindholdet på et areal kan øges ved at kombinere høslæt med græsning, hvor der foretages høslæt tidligt på sommeren for at fjerne næringsstoffer, mens de græssende dyr vil hjælpe med spredningen af frø fra nærliggende naturarealer.

Opfølgende forvaltning i form af græsning eller høslæt er ganske udbredt i de danske projekter med udlæg af ny natur, blandt andet i Naturstyrelsens projekter med udlæg af nye naturarealer, i LIFE-projekter, men også i mange kommunale projekter om erstatningsnatur. Vigtigheden af en opfølgende forvaltning er således fremhævet i flere sager fra kommunale erstatningsnaturprojekter (se appendiks A), og der indskrives ofte vilkår om opfølgende naturpleje i tilladelserne (og i fx VVM-redegørelserne).

4.5 Landskabsmæssig sammenhæng

Et areals værdi for biodiversiteten kan ikke udelukkende bedømmes på den aktuelle naturtilstand og forekomsten af sjældne og truede arter, men også i forhold til den geografiske og økologiske kontekst. Mange arter er således afhængige af tilstedeværelsen af flere typer natur inden for deres leveområde, eller flere levesteder i en metapopulationsstruktur. Tilsvarende forøges værdien af at udlægge et nyt naturareal, hvis dette areal samtidig forbinder eksisterende levesteder for truede arter, forbedrer truede arters spredningsmuligheder, udvider eksisterende levesteder for truede arter, eller hvis det beskytter eksisterende levesteder for truede arter mod påvirkninger og forurening fra omgivelserne.

Sammenhængende naturområder er vigtige for mange arters langsigtede overlevelse. Ud over et naturareals værdi som levested kan det bidrage med en merværdi til naboarealerne og til det landskab, arealet befinder sig i. Analyser i (Ejrnæs et al. 2014a) har således vist, at rødlistede og sjældne arter er mere udbredte på levesteder med en høj tæthed af naturarealer i omgivelserne. Et kulturpåvirket § 3-område, der i sig selv har en lav værdi som levested for sjældne og truede arter, kan indgå i geografiske og økologiske sammenhænge med naboarealerne. Arealet kan være en vigtig brik i sikringen af en række arters krav til yngle-, raste-, fouragerings- og overvintringsområder i det omgivende landskab.

Forringelse og ødelæggelse af levesteder har gennem de sidste mange årtier ført til en stadig større fragmentering af det danske landskab. Fragmenteringen medfører, at risikoen for lokal uddøen fra en lokalitet stiger, og chancen for genindvandring falder (MacArthur og Wilson 1967, Hanski 1999). Fragmenteringen rammer især kortlivede arter med store bestandssvingninger og beskeden spredningsevne – eksempelvis sommerfugle (ensianblåfugl og he-depletvinge), padde (strandtudse og løvfrø) og krybdyr, men også kortlivede planter med kortlivede frø, fx arter af ensianslægten *Gentianella* og djævelsbid (*Succisa pratensis*).

4.5.1 Spredningsbarrierer

Naturudviklingen i intensivt udnyttede landskaber, som det danske, udfordres af lange afstande til egnede spredningskilder på grund af fragmentering. Ved udlægning af erstatningsnatur er det vigtigt at tage hensyn til § 3-arealernes aktuelle naturtilstand og potentiale for naturforbedring for stedbundne dyr og planter. Dette afhænger blandt andet af, om der er mulighed for indvandring af de typiske og eventuelt også truede arter, som er tilpasset de økologiske rammer. Naturpotentialer vil derfor være størst på arealer, som ligger i direkte tilknytning til arealer med tilsvarende økologiske rammer og med høj naturtilstand og forekomst af truede arter (Fagan et al. 2008). Denne forudsætning var opfyldt næsten alle steder frem til midt i 1900-tallet, hvor planter fra overdrev og enge voksede på enhver uopdyrket plet i agerlandet – grøftekanter, markskel og gravhøje – ja, man kunne sågar finde overdrevsplanter på brakmarker, som blot havde ligget nogle få år (Ejrnæs et al. 2008). Sådan er det ikke længere, og det er derfor nødvendigt at tænke over, hvor arterne skal komme fra, hvis man eksempelvis opgiver dyrkningen af en mark med det formål at lade den udvikle sig til overdrev, eng eller mose.

Mange af de karakteristiske planter fra de lysåbne naturarealer er kendetegnet ved en meget begrænset spredningsevne (Öster et al. 2009). Afstanden til

egnede spredningskilder har særlig stor betydning for en gunstig naturudvikling, da frøbanken for de fleste arter knyttet til de lysåbne naturtyper har en meget kort levetid. Hos disse arter falder frøene inden for få meters afstand fra moderplanten og transporteres eventuelt nogle få meter mere af myrer eller andre insekter. En vigtig udfordring i etableringen af vellykkede erstatningsbiotoper er derfor at skabe store, sammenhængende naturområder, hvor dyr og planter kan sprede sig uhindret. Sådanne områder vil være mindre påvirkede af randeffekter fra det dyrkede land og mindre sårbare over for lokal uddøen på grund af ringe bestandsstørrelse.

4.5.2 Spredningskorridorer

Truede arter er ofte specialiserede og har habitatkrav, som typisk ikke kan tilgodeses i det kultiverede landskab – heller ikke på arealer, hvor dyrkningen har været opgivet i kort tid. Der er solid videnskabelig evidens for den negative effekt på biodiversiteten af en fragmentering af tidligere sammenhængende levesteder, og set i dette lys gælder det om at bevare eksisterende levesteder og undgå yderligere fragmentering (Saunders et al. 1991). Der er straks mere videnskabelig diskussion, når det gælder værdien af genoprettede korridorer. Den videnskabelige evidens indikerer, at korridoreffekten er lille sammenlignet med effekten af det forøgede levestedsareal (Hodgson et al. 2011). I praksis er arealer først værdifulde som korridorer, når de også har så god en naturtilstand, at de kan fungere som levested for de truede og spredningsbegrænsede arter.

Idéen om spredningskorridorer og trædesten er let forståelig og tillokkende, men i praksis er betydningen overvurderet og næsten altid underordnet vigtigheden af det samlede nationale areal af effektivt beskyttede levesteder for truede arter. Eller med andre ord: Det kan i de fleste tilfælde betale sig at beskytte et lille isoleret levested for truede arter, før det kan betale sig at tage et landbrugsareal ud af drift for at skabe en fremtidig forbindelse mellem to eksisterende naturarealer. Det lille isolerede levested vil godt nok have en forringet habitatkvalitet grundet fragmentering, men det vil samtidig være det kerneområde, som enhver kommende naturgenopretning i hele det omgivende landskab afhænger af.

Den vigtigste synergi opstår, når tilføjelsen af et areal til et netværk af natur kan medvirke til at retablere en økologisk proces, som er vigtig for at beskytte biodiversiteten, eller når et nyt naturareal kan medvirke til at beskytte levesteder for truede arter mod randpåvirkninger fra fx dyrkede marker. Eksempelvis var dyrkningsophør i Skjern Enge en forudsætning for, at Skjern Å kunne genoprettes som et dynamisk vandløb med periodevis oversvømmelser. Og det kan være meningsfuldt at udtage erstatningsarealer af dyrkning for at beskytte naturarealer, herunder nedstrøms skrænter eller vådområder, mod vinddrift og udvaskning af næringsstoffer og sprøjtegifte (Ejrnæs og Buttenschøn 2012).

4.5.3 Faunapassager

Store veje isolerer effektivt levesteder og bestande og kan hindre genetisk udveksling mellem bestande. Således er der i dag genetiske forskelle mellem grævlinger på hver sin side af E45-motorvejen (Pertoldi et al. 2001). På mindre veje kan der etableres færister, men der er meget få eksempler på naturområder med hegn, hvor disse strækker sig på tværs af befæstede veje. De bedste eksempler fra Danmark er måske Mellemområdet i Lille Vildmose, Eskebjerg

Vesterlyng og bisonindhegningen i Almindingen, men der er mange eksempler i vores nordiske nabolande, hvor man krydser færste på mindre befæstede veje, hvor fx fåregræsning forekommer på store arealer, og hvor man må moderere hastigheden efter, at dyr kan forekomme på kørebanen.

Faunapassager eller -korridorer kan etableres, for at dyrene uforstyrret kan passere en tæt trafikeret vej, som fx en motorvej. Der er stort fokus på faunapassager i landskabet, men der har også været megen kritik af, at de ikke virker, eller at de virker utilstrækkeligt. For de større dyr, som generelt er bedre til at vandre i landskabet, er der dog efterhånden opsamlet erfaringer til best practice for placering og konstruktion af faunapassager (Kjær et al. 2013), og i Veluwezoom i Holland er der et godt eksempel på en faunapassager, der har det formål, at store planteædere skal kunne vandre mellem to naturområder på tværs af en motorvej (Renard et al. 2008).

4.5.4 Genopretning af naturlige økologiske processer

Små naturområder kan rumme værdifulde arter og samtidig store udfordringer fra næringsstofbelastning som følge af stor randeffekt og derfor have behov for en nøje planlagt og intensiv forvaltning. Her er det sjældent hensigtsmæssigt med naturlig dynamik, der kan påvirke sjældne arter uforudsigeligt eller kan have konsekvenser for omkringliggende landbrugsarealer. Men jo større arealerne bliver, desto større bliver potentialet også for mere vild natur med store bestande af vilde planteædere og en naturlig dynamik, der kan øge mangfoldigheden af levesteder på arealerne. Men store arealer forvaltes ikke nødvendigvis mere vildt end de små naturarealer. Således har vi i dag allerede relativt store naturarealer, som potentielt kunne forvaltes mindre intensivt med fx helårsgræsning.

Udtagning af dyrkningsjord kan være en forudsætning for at kunne etablere store sammenhængende naturområder med helårsgræsning af flere forskellige arter af større græssende dyr eller med plads til fri kystdynamik og sandflugt (Svenning et al. 2012). På tværs af Europa er bestande af store dyr på vej frem, både i antal og udbredelse. Man taler om 'rewilding', når de store dyr kommer tilbage til landskabet, og her ligger et endnu uudnyttet potentiale for en vildere natur, hvor naturens egne processer omkostningseffektivt medvirker til at bevare biodiversiteten (Sandom et al. 2013). Store vilde dyr kan også trives i kulturlandskabet, så længe der er et fødegrundlag, men hvis de store dyrs påvirkninger skal gavne biodiversiteten, skal den foregå i naturområder, hvor dyrkning, dræning, gødskning og beboelse ikke begrænser naturens egne processer. Ofte handler denne form for synergi om den samlede størrelse af naturarealerne, og her anbefaler Svenning et al. (2012) at satse på at etablere sammenhængende naturområder i Danmark på minimum 200 km². I visse tilfælde kan der dog også opstå synergi i mindre skala, eksempelvis ved etablering af store, varierede græsningsområder, som muliggør helårsgræsning i kraft af forskellige naturtyper, som kan tilfredsstille dyrenes behov på alle årstider.

Naturpotentialet vil også være størst på arealer, hvor det gennem en kortvarig indsats er muligt at genskabe en naturlig hydrologi (fx ved tilstopning af grøfter), en naturlig næringsstofbegrænsning (ved udpining, udvaskning eller fjernelse af muldrag) eller en naturlig forekomst af veterantræer, dødt ved og skovlysninger (ved fældning og beskadigelse af eksisterende træer uden at fjerne veddet).

5 Udvikling af erstatningsnatur

Mulighederne for at erstatte et eksisterende beskyttet naturareal afhænger af, om det rummer elementer af biodiversitet, som er både unikke og vanskelige at genskabe – med andre ord dets uerstattelighed. Uerstattelighed forstås her som vanskeligheden ved at genoprette eller erstatte arealets levesteder, arter og/eller processer efter en eventuel ødelæggelse.

I afsnit 5.2 er beskrevet, hvilke typer beskyttet natur der kan genoprettes og, hvor lang tid det tager. Forudsætningerne for udviklingshastighederne er, at successionens udgangspunkt er ekstensivt dyrkede marker, der enten har potentiale for en gunstig naturudvikling (fx kort eller ekstensiv dyrkningshistorie og høj naturtæthed i omgivelserne, se afsnit 4.1) eller, hvor der ydes en aktiv indsats for at optimere udviklingen ved udpining, genopretning af hydrologi og/eller assisteret spredning af arter (se afsnit 4.2 og 4.3). Forudsætningen er endvidere, at erstatningsarealerne friholdes fra gødskning, sprøjtning, omlægning, isåning af kløver- og græsblandinger mv. og, at naturudviklingen understøttes af en hensigtsmæssig forvaltning, hvilket for langt de fleste arealer er græsning eller høslæt.

5.1 Generelle betragtninger om tidshorisonter for udvikling af ny natur

I dag forløber successionen på opgivne marker meget langsommere end for hundrede år siden (Ferdinandsen 1918, Ejrnæs et al. 2003), hvilket hænger uløseligt sammen med udviklingen i arealanvendelsen i det danske landskab og de medfølgende ændringer i jordbundens næringspulje (som følge af en omfattende og længerevarende gødskning) og frøbank og den øgede afstand til egnede spredningskilder. På de dyrkede marker arbejdes der målrettet på at homogenisere miljøet således, at vækstmulighederne optimeres for den afgrøde der dyrkes. Næringsindholdet holdes højt og ensartet på hele arealet, jorden drænes eller vandes, så den hverken er for våd eller for tør, og topografien udjævnes ved mange års jordbehandling med maskiner. Når nye naturarealer etableres på agerjord, så er det fra dette ensartede udgangspunkt, komplekse levesteder skal udvikle sig. Udgangspunktet for naturudviklingen er typisk en afvandet og næringsrig jordbund, en udpint frøbank, lange afstande til egnede spredningskilder og en stor randpåvirkning fra det omkringliggende dyrkningslandskab, hvilket forringer mulighederne for en gunstig naturudvikling.

Mulighederne for at udvikle en tilstand svarende til den inddragede natur øges markant ved en nøje udvælgelse af egnede erstatningsarealer med hensyntagen til dyrkningens intensitet og varighed, jordbundens indhold af næringsstoffer (særligt fosfor), muligheden for at skabe kontakt til næringsfattigt grundvand og overfladevand, afstanden til egnede spredningskilder og påvirkningsgraden fra det omkringliggende landskab (herunder naturtætheden) (se kapitel 4). Med undtagelse af arealer på tørre, sandede jorder eller vandlidende tørvejorder vil meget få intensivt dyrkede marker umiddelbart have potentiale for en gunstig naturudvikling.

Hvis erstatningsarealet ikke er tilstrækkeligt næringsfattigt, og afstanden til donorarealer er for stor, kan det være nødvendigt at gennemføre en aktiv indsats for at udpine jorden, genoprette de rette hydrologiske forhold og assistere

de karakteristiske engarters spredning til arealet (se kapitel 4). I en række nyere danske projekter har man anvendt forskellige metoder til at optimere arternes muligheder for at indvandre og etablere sig på nyetablerede naturarealer samt sikre, at de rette økologiske kår er tilstede, så de nøjsomme plantearter kan klare sig i konkurrencen med agerlandets kulturplanter. Da projekterne er relativt unge og vidensopsamlingen meget sporadisk, er der dog stadig ret begrænsede erfaringer med, hvilken betydning disse indsatser har for, hvor hurtigt naturen udvikler sig.

Det skal pointeres at en endelig vurdering af, om et givent naturareal kan erstattes, altid vil forudsætte en konkret feltbaseret kortlægning af eventuelle forekomster af svært erstattelige eller sjældne naturtyper samt beskyttede, fredede, sårbare og truede arter. Hvis der er sådanne arter til stede, bør man overveje en plan for at flytte dem til det nye område eller et andet egnet levested, hvis det tager tid at udvikle de rette økologiske kår på erstatningsarealet.

5.2 Muligheder for udvikling af naturtyper

Velfungerende naturarealer, der kun i begrænset omfang er påvirket af næringsbelastning, afvanding og omlægning, er vanskelige at erstatte, og det tager typisk lang tid at udvikle et erstatningsareal med en sammenlignelig værdi som levested for sjældne og truede arter, hvis det endelig lykkes. På kulturpåvirkede naturarealer, hvor den aktuelle artstilstand er ringe eller dårlig, vil et nyt naturareal, der udlægges hensigtsmæssigt, kunne fungere som erstatning for det tabte inden for en meget kortere tidshorisont.

Udviklingshastighederne i dette kapitel bygger på de sparsomme erfaringer fra udredningen af de danske projekter (kapitel 3) og den videnskabelige litteratur. Vurderingerne er generelle, vel vidende at de lokale forhold har meget stor betydning for udviklingens hastighed og retning. I dele af Vest-, Midt- og Nordjylland kan jorden således være så sandet, dyrkningen så ekstensiv og naturtætheden så høj, at udviklingen af en gunstig tilstand kan ske hurtigere end skønnet i denne rapport. Tilsvarende er det meget vanskeligere at erstatte en våd hede på Sjælland, hvor kløkkelyng forekommer meget spredt, end i Vestjylland, hvor denne art er langt mere udbredt. Endelig forløber successionen på en opgIVEN mark ikke ens på hele arealet. På de mest tørre og sandede bakker og de mest vandlidende lavninger, hvor tørke og vandmætning sætter en grænse for de konkurrencesterke plantearters dominans, kan udviklingen mod en gunstig tilstand ske hurtigere end på de øvrige dele af markerne.

I vurderingerne i dette afsnit tages udgangspunkt i vegetationens udvikling på opgivne marker, fordi en stor del af den danske naturforvaltning og beskyttelse tager udgangspunkt i artssammensætningen i vegetationen, og fordi planterne i mange tilfælde danner grundlag for, hvilke arter der er til stede i de andre organismegrupper som fx bier (Tonietto og Larkin 2017) eller sommerfugle (Öckinger et al. 2006). For spredningsbegrænsede arter og arter, der er knyttet til specifikke værtsplanter (fx bier og sommerfugle), kan udviklingen tage væsentligt længere tid end estimeret i denne rapport (Walker et al. 2004).

5.2.1 Overdrev

Om naturtypen

Overdrev er en naturtype domineret af græsser og bredbladede urter, der udvikles på tørre jorder. Vegetationen er lysåben som følge af tilbagevendende forstyrrelser, typisk græsning, og kan være ganske artsrig. Naturtypen findes

fortrinsvis på stejle skrænter ved kysterne og ådalene, i kuperede istidslandskaber og som grønsværvegetation langs eksponerede kyster. På tørre skrænter kan der optræde mange enårige plantearter, og på sure overdrev kan der være et væsentligt indslag af dværgbuske som hedelyng, blåbær og tyttebær. Overdrev kan udvikles på forskellige slags jordbundstyper, og de mest artsrige overdrev findes på lerede og/eller kalkrige jorde. Overdrev tåler dog ikke næringsbelastning i form af kvælstof og fosforrig gødning, og vegetationen tåler ikke omlægning af arealerne med kulturgræsser og kløver.

I modsætning til de ferske enge omlægges overdrev som hovedregel ikke eller kun meget sjældent. Siden naturbeskyttelseslovens ikrafttræden i 1992 er der sket en præcisering i definitionen af § 3-beskyttede overdrev. Tidligere var der en højere vægtning af driftshistorien (det kulturhistoriske overdrevsbegreb), men i 2004 blev det præciseret, at det er naturtypen, der er beskyttet og, at hovedvægten skal lægges på vegetationens sammensætning og jordbundsforholdene (biologiske overdrev). I naturbeskyttelseslovens bemærkninger fra 2004 er det angivet, at intensiv opdyrkning af beskyttede overdrev skal være opgivet for mindst 30-50 år siden. Denne præcisering udelukker imidlertid ikke, at arealer i konkrete tilfælde vil kunne udvikle en overdrevsvegetation på mindre end 30 år og således være omfattet af beskyttelsen.

Overdrevene er levesteder for en række arter på habitatdirektivets bilag: Enkelt månerude, fruesko, sortplettet blåfugl, hedepletvinge, natlyssværmer, skæv vindelsnegl, markfirben og birkemus. Hertil kommer flere fredede arter af orkidéer. Mulighederne for at etablere erstatningsarealer for disse arter er nærmere beskrevet i afsnit 5.3.

Undertyper

Overdrev rummer en række forskellige plantesamfund, der ikke alle er lige nemme at genskabe. Naturtypen omfatter fire habitattyper på habitatdirektivets bilag I: Kystklinter/klipper (1230), tørt kalksandsoverdrev (6120), kalkoverdrev (6210) og surt overdrev (6230). En række andre habitattyper har en del af deres areal på § 3-beskyttede overdrev fx grå/grøn klit (2130), strandeng (1330), havtornklit (2160) og tidvis våd eng (6410). De er i denne rapport beskrevet under de hovednaturtyper, de hører til. Sammenlagt skønnes omtrent halvdelen af arealet med § 3-beskyttede overdrev at leve op til definitionen på en habitatnaturtype (Nygaard et al. 2014), mens de mest kulturpåvirkede overdrev ikke er omfattet af direktivet.

I den tekniske anvisning til kommunernes registreringer af § 3-beskyttede overdrev (Fredshavn et al. 2010) er defineret tre undertyper: Kalkoverdrev (svarer til kalkoverdrev (6210)), surt overdrev (svarer til surt overdrev (6230)) og tørt overdrev (svarer i store træk til tørt kalksandsoverdrev (6120)).

Etablering af nye overdrev

En væsentlig andel af arealet med overdrev er udviklet på tidligere dyrkede marker. Der findes ingen nøjagtige opgørelser, men stikprøver antyder, at en tredjedel eller mere af det samlede areal med § 3-overdrev er udviklet på tidligere agerjord (Bruun og Ejrnæs 1995). De opgivne marker, overdrevene har udviklet sig på, har dog typisk været langt mere ekstensivt dyrket og med en ringere bonitet end nutidens agerjorder. Det vurderes, at næsten alle ikke-skrånende overdrev inde i landet er udviklet på opgivne marker, mens overdrev på skrænter i ådale og langs kysterne typisk aldrig har været under plov. Mange steder er landbrugsdriften ophørt, fordi jorden har været sandet og udpint, og så har de nøjsomme overdrevsplanter haft let ved at vinde indpas, hvis der har været nærliggende frøkilder.

I de senere år er der gennemført en række projekter, hvor formålet har været at udvide arealet med overdrev i Danmark. De nye overdrev er etableret i råstofgrave, i ryddede plantager, på ekstensive græsmarker samt på dyrkede marker. Nye overdrev på dyrkede marker er især etableret i LIFE-projekterne (fx Helnæs, Bøjden Nor og Suserupgaard), men der er også udlagt opgivne marker i succession mod overdrev på Naturstyrelsens arealer (se afsnit 3.4.1) og i kommunale naturprojekter (se eksempler i appendiks A).

På dyrkede marker er udgangspunktet i dag typisk en næringsrig jordbund, en udpint frøbank, lange afstande til egnede spredningskilder og en stor randpåvirkning fra det omkringliggende dyrkningslandskab, hvilket forringer mulighederne for at udvikle overdrevsnatur. Mulighederne øges markant ved en nøje udvælgelse af egnede arealer og/eller, at der gennemføres en aktiv indsats for at optimere overdrevsarternes muligheder for at indvandre og etablere sig på arealet samt sikre, at de rette økologiske kår er til stede, så de nøjsomme plantearter kan klare sig i konkurrencen med agerlandets kulturplanter.

Sandsynligheden, for at der udvikles en tilstand svarende til det tabte, er størst, hvis erstatningsarealet udvælges med hensyntagen til jordbundens indhold af næringsstoffer (særligt fosfor), afstanden til egnede spredningskilder og påvirkningsgraden fra det omkringliggende landskab (herunder naturtætheden).

I de senere år har der i mange projekter været fokus på vigtigheden af at udlægge de nye overdrevsarealer i sammenhæng med eksisterende natur. Det gælder både LIFE-projekter (se afsnit 3.5.2) og flere kommunale erstatningsnaturprojekter (se appendiks A). Erfaringerne fra genopretning af overdrev i LIFE-projekterne viser, at der på opgivne marker med et lavt fosforindhold (Olsen P <10 mg/kg) og egnede spredningskilder i den umiddelbare nærhed kan udvikles overdrevsvegetation nogenlunde hurtigt (10-20 år), hvis successionen starter med bar jord, og der er opfølgende pleje i form af høslæt eller græsning (Vinther et al. 2017).

Hvis erstatningsarealet ikke er tilstrækkeligt næringsfattigt, kan det være nødvendigt at gennemføre en aktiv indsats for at udpine jorden (se afsnit 4.2.1). En række metoder, fx dyrkning af afgrøde og høslæt samt reolpløjning, er testet i nogle af de nyere danske overdrevsprojekter (fx LIFE Overdrev II, afsnit 3.5.2, appendiks A, case 22 og 70). Hvis næringspuljen er meget stor, kan udviklingen mod en god og høj naturtilstand med fordel accelereres ved at tage nogle af de mere effektive og omkostningstunge metoder i brug, fx fjernelse af topjord eller en dybdepløjning. Da projekterne er relativt unge og vidensopsamlingen meget sporadisk, er der dog stadig ret begrænsede erfaringer med, hvilke metoder der virker.

Hvis afstanden til donorarealer er for stor, kan det være nødvendigt at assistere de karakteristiske overdrevsarters spredning til arealet. I enkelte nyere naturprojekter (især LIFE-projekterne, men også på overdrev ved Tistrup lufthavn, appendiks A, case 64) har man forsøgt sig med forskellige former for assisteret spredning, fx ved udsåning af frø, spredning af hø og translokation af tørv. Overdrevsplanter har et meget begrænset spredningspotentiale, og de fleste arter spreder sig kun effektivt med de græssende dyr (Fischer et al. 1996). I en del projekter løses udfordringen med koloniseringsbegrænsninger derfor ved at samgræsse med eksisterende overdrevsarealer (fx Naturstyrelsens projekter med ny natur, LIFE Overdrev II). Frøene spredes med græsningsdyrene til successionsarealerne på dyrenes overflade (pels, hove og

kløve) eller via mavetarmkanalen, og de græssende dyr (især de tunge racer) danner åbninger i vegetationsdækket til kolonisering af frøene. Projekterne med assisteret spredning er endnu for unge til, at man kan sige noget om effekten på etableringen af overdrevsvegetation, og der er ikke eksempler på projekter, hvor man har overvåget effekten af samgræsning med tilstødende naturarealer.

Det har tidligere været almindelig praksis at udlægge nye naturarealer med et etableret vegetationsdække af kulturgræsser og /eller kløver. Hensigten har været at mindske erosionen på skrænter og generelt at øge udbyttet i den efterfølgende græsningsdrift. En tæt vegetation forringer imidlertid mulighederne for, at de nøjsomme og langsomt voksende overdrevsplanter kan kolonisere arealet og klare sig i konkurrencen med kulturplanterne. I flere nyere overdrevsprojekter udlægges arealerne derfor med blottet jord enten ved at efterlade arealet i stub, med en pløjning, en mere overfladisk strigling eller harvning (fx LIFE-projekterne, appendiks A, case 68).

I ganske mange projekter med udlæg af nye overdrevsarealer er der lavet aftaler om opfølgende pleje i form af græsning eller høslæt med henblik på at opretholde en lysåben vegetation og skabe etableringsmuligheder i et lukket plantedække (LIFE-projekterne, appendiks A, case 50 og 51). I flere projekter er det endvidere ambitionen, at fjernelsen af biomasse på sigt vil nedbringe mængden af næringsstoffer og derved øge overdrevsplanternes konkurrenceevne (appendiks A, case 28 og 31).

For en detaljeret beskrivelse af de enkelte indsatstyper henvises til kapitel 4.

Udvikling af erstatningsnatur

I tabel 5.2.1.1 er vist en oversigt over de fem overdrevstypers erstattelighed. Kystklinerne og tildels også tørre kalksandsoverdrev findes på kystnære skrånninger, hvor havets erosion opretholder en lysåben og åben vegetation, hvilket kan være svært at genoprette på dyrkede marker. For de øvrige overdrevstyper er der størst sandsynlighed for, at erstatningsarealet udvikler sig til en sammenlignelig tilstand, hvis det tabte naturareal har en ringe eller dårlig naturtilstand.

Tabel 5.2.1.1. Oversigt over tidshorisonterne for udvikling af nye overdrev. For hver undertype er der foretaget en vurdering af mulighederne for at udvikle erstatningsarealer (let, svært, usandsynligt, ingen, ikke tilstrækkelig viden og betinget af en hensigtsmæssig udvælgelse af erstatningsarealet og/eller en aktiv indsats for at nedbringe næringspuljen og assistere spredningen af arter), udviklingshastigheden (i år eller ukendt) og den videnskabelige evidens (god, mangelfuld, ingen) for arealer i hhv. høj eller god, moderat og ringe eller dårlig naturtilstand. Celler med X angiver, at tilstandsklassen ikke findes. Det antages, at udgangspunktet for udviklingen mod den givne overdrevstype og naturtilstand er marker i omdrift.

Habitatnaturtyper og § 3-undertyper		Naturtilstand		
		Høj eller god	Moderat	Ringe eller dårlig
Kystklint- eller klippe (1230)	Erstattelighed	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt
	Hastighed	Ukendt	Ukendt	Ukendt
	Evidens	Ingen	Ingen	Ingen
Tørt kalksandsoverdrev (6120)	Erstattelighed	Usandsynligt/ingen	Betinget, svært/usandsynligt	Betinget, svært
	Hastighed	Ukendt	Ukendt	30
	Evidens	Mangelfuld	Mangelfuld	Mangelfuld
Øvrige tørre overdrev	Erstattelighed	Betinget, svært/usandsynligt	Betinget, svært	Betinget, let
	Hastighed	50-100	30-50	10-15
	Evidens	Mangelfuld	Mangelfuld	Mangelfuld
Kalkoverdrev (6210)	Erstattelighed	Betinget, svært/usandsynligt	Betinget, svært	Betinget, let
	Hastighed	50-100	30-50	10-15
	Evidens	Mangelfuld	Mangelfuld	Mangelfuld
Surt overdrev (6230)	Erstattelighed	Betinget, svært/usandsynligt	Betinget, svært	Betinget, let
	Hastighed	50-100	30-50	10-15
	Evidens	Mangelfuld	Mangelfuld	Mangelfuld

Den allerede ødelagte natur

De negative konsekvenser for biodiversiteten knyttet til overdrev kan mindskes betydeligt ved at begrænse nedlæggelsen til overdrev, der er artsfattige, kulturpåvirkede, isolerede og små. Disse overdrev har typisk en ringe eller dårlig naturtilstand (efter tilstandsvurderingssystemet jf. (Fredshavn et al. 2010) med en forarmet vegetation og tydelige spor efter kulturpåvirkning (fx dominans af græsser som følge af næringsbelastning). Overdrene er ofte udviklet på brakmarker eller har været påvirkede af næringsbelastning og omlægning gennem en længere periode og fungerer som udgangspunkt ikke som levested for følsomme plantearter og den del af biodiversiteten, der er knyttet til en artsrig vegetation. På nogle af arealerne kan der dog være tegn på kontinuitet i nogle af de livsvilkår, der karakteriserer et godt overdrev (fx græsning eller forekomst af stejle uopdyrkelige skrænter med fritstående træer og buske), men genopretning af værdifulde levesteder for sjældne og truede arter forudsætter en omfattende forvaltningsindsats.

I en vurdering af et areals værdi som levested er det vigtigt at skelne mellem dets struktur- og artsindeks. Hvis artsindekset er væsentligt højere end strukturindekset, er det tegn på, at arealet er under forandring, og der kan være potentiale for at forbedre tilstanden eksempelvis ved at (gen)indføre græsning eller høslæt. En anden væsentlig undtagelse fra denne regel er overdrev, som er groet til med naturlige krat eller med skov. Disse kan have en ringe naturtilstand som overdrev på grund af tilgroningen (der giver et lavt strukturindeks), men dels vil de ofte rumme store værdier knyttet til naturlige og selvgroede krat og skov, der ikke afspejles i artsindekset, og dels vil de rumme et stort potentiale for naturgenopretning, fordi de ikke har været omlagt og gødsket in-

tensivt. Man bør endvidere være opmærksom på, om overdrevene har opbygget særlige strukturer, som fx stejle skrænter, engmyretuer og partier med artsrige krat, idet disse kan være vanskelige at genskabe på dyrkede marker.

Bortset herfra vurderes det, at tabet af levesteder på sådanne kulturpåvirkede overdrev kan kompenseres ved en hensigtsmæssig placering af erstatningsarealer eller ved at gennemføre en aktiv indsats for at nedbringe mængden af næringsstoffer og assistere arternes spredning (jf. afsnit 4). Under disse forudsætninger kan erstatningsarealer af en tilsvarende kvalitet udvikles relativt hurtigt (10-15 år) med almindelige overdrevsarter såsom almindelig hvene, rød svingel, almindelig syre, almindelig røllike, lancet-vejbrede, eng-rapgræs, fløjlsgræs, almindelig hønsetarm, tveskægget ærenpris og græsbladet fladstjerne. I LIFE Overdrev II-projektet har der indfundet sig overdrevsvegetation på de mest tørre partier af opgivne marker inden for 15 år, hvor udgangspunktet var et lavt indhold af fosfor i jorden, umiddelbar nærhed til donorarealer samt høj tæthed af natur og lav tæthed af dyrkede marker i omgivelserne (Vinther et al. 2017). Studier af opgivne marker i Rumænien (Ruprecht 2006), hvor arealanvendelsen er mindre intensiv end i Danmark, har vist, at tørt græsland kan udvikles på blot 14-20 år, hvis der er en høj tæthed af egnede spredningskilder inden for ganske kort afstand (500 m). Og engelske studier har vist, at tørt græsland kan udvikles inden for 20 år på marker, der har været gødet med lave doser (Gibson et al. 1987).

Uden en nøje udvælgelse af egnede erstatningsarealer eller aktive indsatser vil det tage væsentligt længere tid at udvikle overdrevsnatur på dyrkede marker. På Naturstyrelsens arealer er dyrkningen ophørt på en række arealer med henblik på at udvide arealet med overdrev. Arealerne ligger typisk i tilknytning til eksisterende natur og forvaltes sammen med disse, men der er ikke gennemført særlige indsatser for at udpine jordbunden eller assistere arternes spredning, og en stor del af arealerne er udlagt med udsåning af græs- og kløverblandinger. Her er der kun undtagelsesvis udviklet overdrevsvegetation inden for de første 20 år. På opgivne marker ved Kongenshus Mindepark har det eksempelvis taget 23 år at udvikle overdrevsvegetation på arealer udlagt med henblik på at genskabe hede (Naturstyrelsen 2017).



Foto 5.2.1.1. Overdrev med artsrig vegetation eller tydelige spor efter lang kontinuitet rummer store biodiversitetsværdier og kan kun vanskeligt erstattes med ny natur. Kalkoverdrev ved Fejrup. Foto: Henriette Bjerregaard, Miljøstyrelsen.



Foto 5.2.1.2. Næringsbelastede overdrev med ringe eller dårlig artstilstand kan i en del tilfælde erstattes med ny natur, hvis erstatningsarealerne udlægges hensigtsmæssigt. Foto: Jesper Fredshavn, AU.

Endelig kan successionsstadierne på vej til overdrevsnatur i mange tilfælde bidrage med blomsterrige vegetationer, der efter få år vil kunne have en stor naturværdi.

Den moderat gode natur

Overdrevsarealer i en moderat naturtilstand er relativt velfungerende levesteder for almindelige plantearter og den del af biodiversiteten, der er knyttet hertil (fx sommerfugle og bier). Arealer i moderat naturtilstand kan dog også rumme mindre bestande af mere sårbare og sjældne arter. Overdrevene rummer forskellige kombinationer af positive strukturer såsom stejle skrænter med fritliggende sten og nedbidte træer og buske med fodpose og negative strukturer såsom synligt næringspåvirket vegetation præget af isåede kulturplanter og dermed også store forskelle i kontinuiteten i livsvilkårene. Fælles for naturarealerne i denne tilstandsklasse er dog, at kulturpåvirkningerne i form af gødskning og omlægning ikke er af et omfang og en varighed, der har medført en massiv forringelse af plantedækkets artssammensætning. Der er ofte mulighed for at forbedre eller genoprette naturområdet, især hvor artsindekset trækker den samlede tilstandsvurdering op.

Det vurderes, at tabet af levesteder på overdrev i en moderat naturtilstand som udgangspunkt kan kompenseres (for almindelige overdrevsplanter og den dertil knyttede biodiversitet) ved en hensigtsmæssig udlægning af erstatningsarealer inden for en periode på 30-50 år.

Den enestående natur

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

Arealet med overdrev i en god eller høj tilstand er ganske lille (Nygaard et al. 2014), så udover at naturen er vanskelig og meget tidskrævende at genskabe, er den i dele af landet også så truet, at selv et lille tab kan gøre uoprettelig skade på bestande af truede arter.

Det er særdeles vanskeligt at erstatte tabte overdrev i en høj eller god naturtilstand. Selv under optimale forhold tager det lang tid for arterne at indvandre og etablere sig og for de biotiske interaktioner mellem arterne at indfinde sig, og der er en meget stor risiko for, at man ikke når frem til en tilstand, der svarer til det tabte areal. Der er ingen danske eksempler, hvor man har fulgt udviklingen fra dyrkede marker til tørre, kalkrige eller sure overdrev af en høj biologisk kvalitet, men udenlandske erfaringer peger på, at det kan tage mere end 60-100 år at genskabe et artsrigt kalkoverdrev (Forey og Dutoit

2012). Franske studier af gamle kalkoverdrev har endvidere vist, at vegetation og jordbund på opgivne agre afviger fra ikke-opdyrkede overdrevarealer så lang tid som 100 år efter dyrkningens ophør (Forey og Dutoit 2012).

Egnede arealtyper til udvikling og genopretning af overdrev

Nye arealer med overdrev etableres bedst på tilgroede overdrevsskrænter, der er vokset ud af § 3-beskyttelsen, på næringsfattige jorder i nåletræsplantager (hvor jordbunden ikke er for sur) (Dahl-Nielsen 2013) og på arealer med blottet mineraljord (fx råstofgrave eller nye vejanlæg). Mindre egnede, men også mulige, er ekstensive græsarealer, hvor naturtilstanden i dag ikke lever op til definitionerne for § 3-overdrev, sure nåletræsplantager og ugødskede græsplæner i bynære områder.

5.2.2 Ferske enge

Om naturtypen

Ferske enge findes på fugtige eller tidvis vandmættede jorder, hvor der er fast bund i sommermånederne. Den lavtvoksende græs- og urtedominerede vegetation holdes lysåben ved tilbagevendende forstyrrelser i form af oversvømmelser, opstigende grundvand og/eller fjernelse af biomasse ved græsning eller høslæt. De ferske enge forekommer på fugtig bund, beliggenhed i landskabet på lavtliggende arealer i eksempelvis ådale, langs søbredder og vandløb, i lavninger og langs kysterne, hvor ferskt grundvand siver frem i bunden af skrænterne.

Naturtypen fersk eng er i naturbeskyttelsesloven defineret ved at være ekstensivt omlagt sjældnere end hvert 7.-10. år, og fersk eng kan efter graden af kulturpåvirkning inddeles i kultur- og naturenge. Naturengen kan være let drænet, men er i øvrigt uden anden landbrugspåvirkning end græsning eller høslæt, mens kulturengen i varierende grad er påvirket af omlægning, dræning og/eller gødskning. Mens naturenge har meget stor værdi som levesteder for sårbare planter og dyr, har kulturengene mindre værdi som levested for vilde dyr og planter, men kan dog nogle steder være af betydelig værdi for eksempelvis rastende og ynglende fugle samt en lang række paddearter (se også afsnit 5.3).

De ferske enge er levesteder for en række arter på habitatdirektivets bilag: enkelt månerude, mygblomst, hedepletvinge, skæv vindelsnegl, spidssnudet frø, strandtudse og birkemus. Hertil kommer flere fredede arter af orkideer og padder samt sommerfuglen herorandøje. Mulighederne for at etablere erstatningsarealer for disse arter er nærmere beskrevet i afsnit 5.3.

Undertyper

Ferske enge rummer en række forskellige plantesamfund, der ikke alle er lige nemme at genskabe. Naturtypen omfatter en enkelt habitattype på habitatdirektivets bilag I: Tidvis våd eng (6410). En række andre habitattyper har en del af deres areal på § 3-beskyttede ferske enge, fx rigkær (7230), strandeng (1330) og surt overdrev (6230). De er i denne rapport beskrevet under de hovednaturtyper, de hører til. Sammenlagt skønnes en mindre del af arealet med § 3-beskyttede ferske enge at leve op til definitionen på en habitatnaturtype (16 % efter Nygaard et al. (2014)), mens de mest kulturpåvirkede enge samt en stor del af naturengene ikke er omfattet af habitatdirektivet.

I den tekniske anvisning til kommunernes registreringer af § 3-beskyttede enge (Fredshavn et al. 2010) er der defineret tre undertyper: næringsfattige enge (svarer i store træk til tidvis våd eng (6410)), naturenge og kulturenge.

Etablering af nye ferske enge

Siden slutningen af 1980'erne er der gennemført en lang række vådområdeprojekter i Danmark (se afsnit 3.5.3), især ved genslyngning af vandløbsstrækninger og etablering af nye søer, og ændringerne i de hydrologiske forhold har ført til udvikling af nye ferske enge på eksempelvis græsmarker og dyrkede marker. Da der ikke er foretaget en systematisk registrering af arealanvendelsen i projektområderne, mangler der viden om, hvor stor en del af de berørte arealer, der har udviklet sig fra dyrkede marker til § 3-beskyttede enge. For hovedparten af vådområdeprojekterne har det primære formål været at nedbringe næringsbelastningen af grundvand, kystvande, søer og vandløb, mens udviklingen af nye enge og moser har været sekundært. Projektområderne har derfor været udvalgt med henblik på størst mulig omsætning af kvælstof og i de seneste år også deponering af fosfor. Udviklingen må alt andet lige forventes at være i retning af relativt næringsrige enge, der kun undtagelsesvis vil fungere som levesteder for sjældne og truede arter. En mindre del af vådområdeprojekterne har haft naturgenopretning som det primære formål. Det gælder især projekter for naturforvaltningsmidlerne (fx Spøttrup Sø og Legind Vejle) og LIFE-projekterne (fx Skjern Å, Tryggelev Nor) og de fondsfinansierede naturgenopretningsprojekter (fx Filsø), men også en del af projekterne i den særlige vand og naturindsats har karakter af naturgenopretning (fx Kastbjerg Ådal). I disse projekter har fokus typisk været på at genskabe de naturlige hydrologiske forhold og at optimere udviklingen af artsrige levesteder blandt andet ved at begrænse tilgængeligheden af næringsstoffer.

Der er generelt mangel på detaljeret dokumentation af, hvilke virkemidler der er anvendt i de enkelte naturprojekter, og der er kun undtagelsesvis foretaget en dokumentation af biodiversitetseffekterne. Vores viden om, hvor hurtigt der udvikles nye ferske enge på dyrkede marker, og hvordan forskellige indsatser (se kapitel 4) kan bidrage til en gunstig naturudvikling, er derfor meget sparsom.

På dyrkede marker er udgangspunktet i dag typisk en afvandet og næringsrig jordbund, en udpint frøbank, lange afstande til egnede spredningskilder og en stor randpåvirkning fra det omkringliggende dyrkningslandskab, hvilket forringer mulighederne for at udvikle engnatur. Mulighederne øges markant ved en nøje udvælgelse af egnede arealer og / eller, at der gennemføres en aktiv indsats for at optimere engarternes muligheder for at indvandre og etablere sig på arealet samt sikre, at de rette økologisk kår er til stede, så de nøjsomme plantearter kan klare sig i konkurrencen med agerlandets kulturplanter.

Sandsynligheden for, at der udvikles en tilstand svarende til den tabte, er størst, hvis erstatningsarealet udvælges med hensyntagen til mulighederne for at skabe kontakt til næringsfattigt grundvand og overfladevand, jordbundens indhold af næringsstoffer (særligt fosfor), afstanden til egnede spredningskilder og påvirkningsgraden fra det omkringliggende landskab (herunder naturtætheden).

Det er naturligvis helt afgørende for udviklingen af ferske enge, at de rette hydrologiske forhold genoprettes eller udvikler sig på arealet. En høj vandstand kan være en effektiv måde at få ændret vegetationssammensætningen fra at være domineret af kulturplanter til dominans af naturlige mose- og engplanter. Vandets kvalitet (især mængden af næringsstoffer) er afgørende for en gunstig naturudvikling, og mulighederne øges betragteligt ved at genetablere kontakten til det rene grundvand. Ved en ekstensivering af arealet og ophør af vedligeholdelse af dræn og afvanding kan der ske en forsumpning, der kan favorisere arter knyttet til fugtig, våd og vanddækket bund, ligesom en

reduktion i vandindvindingen kan ændre hydrologien på arealet. Men de hydrologiske ændringer kan også være en følge af en mere aktiv genopretningsindsats, hvor der afbrydes dræn, tilkastes grøfter og afbrydes eventuelle opstemninger, eller hvor oprensning og opgravning af vandløb ophører. Herved opnås en hævnning af grundvandsstanden og evt. også periodiske oversvømmelser, der efter en årrække fører til forandringer i vegetationens sammensætning af arter og udviklingen af nye beskyttede naturarealer.

Hvis erstatningsarealet ikke er tilstrækkeligt næringsfattigt, kan det være nødvendigt at gennemføre en aktiv indsats for at udpine jorden, fx ved dyrkning af afgrøde, høslæt eller fjernelse af overjorden (se afsnit 4.2.1). Hvis næringspuljen er meget stor, eller målsætningen er en næringsfattig engtype, kan udviklingen mod en god og høj naturtilstand med fordel accelereres ved at tage nogle af de mere effektive og omkostningstunge metoder i brug fx fjernelse af topjord (appendiks A, case 94 og 95) eller en dybdepløjning.

Udviklingen mod en gunstig tilstand går hurtigst på sandede eller meget kalkrige jorder, hvor næringsstofferne hurtigt vil blive udvasket eller bundet hårdt, og det tager meget længere tid på lerede jorder, da lerkolloiderne holder effektivt på næringsstofferne.

I de senere år har der i mange naturprojekter været fokus på vigtigheden af at udlægge de nye naturarealer i sammenhæng med eksisterende natur. Hvis afstanden til donorarealer er for stor, kan det være nødvendigt at assistere de karakteristiske engarters spredning til arealet. I nogle nyere naturprojekter (især LIFE-projekterne) har man forsøgt sig med forskellige former for assisteret spredning, fx ved udsåning af frø, spredning af hø og translokation af tørv (se afsnit 4.3). Der er dog ingen danske eksempler, hvor man har forsøgt assisteret spredning på dyrkede marker lagt ud i succession mod ferske enge. I nogle projekter løses udfordringen med koloniseringsbegrænsninger derfor ved at etablere samgræsning med eksisterende overdrevsarealer (fx Naturstyrelsens arealer, afsnit 3.4.1). Frøene spredes med græsningsdyrene til successionsarealerne på dyrenes overflade (pels, hove og klove) eller via mavetarmkanalen, og de græssende dyr (især de tunge racer) danner åbninger i vegetationsdækket til kolonisering af frøene.

Det har tidligere været almindelig praksis at udlægge nye naturarealer med etableret vegetationsdække af kulturgræsser og / eller kløver. Hensigten har været at øge udbyttet i den efterfølgende græsningsdrift. En tæt vegetation forringer imidlertid mulighederne for, at de nøjsomme og langsomt voksende planter kan kolonisere arealet og klare sig i konkurrencen med kulturplanterne. I nogle nyere naturprojekter (dog kun få eksempler på ferske enge) udlægges arealerne derfor med blottet jord, enten ved at efterlade arealet i stub med en pløjning eller en mere overfladisk strigling eller harvning.

I ganske mange projekter med udlæg af nye arealer med ferske enge er der lavet aftaler om opfølgende pleje i form af græsning eller høslæt med henblik på at opretholde en lysåben vegetation og skabe etableringsmuligheder i et lukket plantedække (fx Naturstyrelsens arealer, appendiks A, case 19, 20 og 36). Græsning og høslæt kan endvidere bidrage til at nedbringe mængden af næringsstoffer og derved øge engplanternes konkurrenceevne.

For en detaljeret beskrivelse af de enkelte indsats typer henvises til kapitel 4.

Udvikling af erstatningsnatur

Som det fremgår af Tabel 5.2.2.1, er der forskel på engtypernes erstattelighed, og der er generelt størst sandsynlighed for, at erstatningsarealet udvikler sig til en sammenlignelig tilstand, hvis det tabte naturareal har en ringe eller dårlig naturtilstand. Kulturenge er nemme at genskabe, også på opgivne marker, hvis de rigtige hydrologiske forhold er til stede, mens det er noget vanskeligere at genskabe tidvis våde enge og andre artsrige naturenge, der afhænger af genopretningen af naturlige vandstandsforhold med en god vandkvalitet og lang græsningskontinuitet.

Tabel 5.2.1.1. Oversigt over tidshorisonterne for udvikling af nye ferske enge. For hver undertype er der foretaget en vurdering af mulighederne for at udvikle erstatningsarealer (let, svært, usandsynligt, ingen, ikke tilstrækkelig viden og betinget af en hensigtsmæssig udvælgelse af erstatningsarealet og/eller en aktiv indsats for at nedbringe næringspuljen, genoprette hydrologien og assistere spredningen af arter), udviklingshastigheden (i år eller ukendt) og den videnskabelige evidens (god, mangelfuld, ingen) for arealer i hhv. høj eller god, moderat og ringe eller dårlig naturtilstand. Celler med X angiver, at tilstandsklassen ikke findes. Det antages, at udgangspunktet for udviklingen mod den givne engtype og naturtilstand er marker i omdrift.

Habitatnaturtyper og § 3-undertyper		Naturtilstand		
		Høj eller god	Moderat	Ringe eller dårlig
Tidvis våd eng (6410)	Erstattelighed	Betinget, svært/usandsynligt	Betinget, svært	Betinget, svært
	Hastighed	30-100	20-50	15-30
	Evidens	Mangelfuld	Mangelfuld	Mangelfuld
Naturenge	Erstattelighed	Betinget, svært	Betinget, svært	X
	Hastighed	30-50	15-30	
	Evidens	Mangelfuld	Mangelfuld	
Kulturenge	Erstattelighed	X	Betinget, let	Let
	Hastighed		10-20	5-15
	Evidens		Mangelfuld	Mangelfuld

Den allerede ødelagte natur

De negative konsekvenser for biodiversiteten knyttet til ferske enge kan mindskes betydeligt ved at begrænse nedlæggelsen af eksisterende naturlokaliteter til ferske enge, der er artsfattige, kulturpåvirkede, afvandede, isolede og små. Disse ferske enge har typisk en ringe eller dårlig naturtilstand efter tilstandsvurderingssystemet jf. Fredshavn et al. (2010) og har været påvirket af næringsbelastning, omlægning og afvanding gennem en længere periode. De mangler typisk naturligt fugtige, tuede eller mosrige partier, områder med dominans af urter og halvgræsser eller artsrige kratpartier og fungerer som udgangspunkt ikke som levested for følsomme plantearter og den del af biodiversiteten, der er knyttet til en artsrig vegetation. På nogle af arealerne kan der dog være tegn på kontinuitet i nogle af de livsvilkår, der karakteriserer en god fersk eng (fx græsning eller forekomst af fugtige, tuede eller mosrige partier), men genopretning af værdifulde levesteder for sjældne og truede arter forudsætter en omfattende forvaltningsindsats.

I en vurdering af et areals værdi som levested er det vigtigt at skelne mellem dets struktur- og artsindeks. Hvis artsindekset er væsentligt højere end strukturindekset, er det tegn på, at arealet er under forandring, og der kan være potentiale for at forbedre tilstanden eksempelvis ved at (gen)indføre græsning eller høslæt. En anden væsentlig undtagelse fra denne regel er arealer, som er groet til med naturlige krat eller med skov. Disse kan have en ringe naturtilstand som ferske enge på grund af tilgroningen (der giver et lavt strukturindeks), men dels vil de ofte rumme store værdier knyttet til naturlige og

selvgroede krat og skov, der ikke afspejles i artsindekset, og dels vil de rumme et stort potentiale for naturgenopretning, fordi de ikke har været omlagt og gødsket intensivt. Man bør endvidere være opmærksom på, om engene har opbygget særlige strukturer som fx tuer og knolde, idet disse kan være vanskelige at genskabe på dyrkede marker. Endelig kan store og sammenhængende forekomster af ferske enge nogle steder i landet være af betydelig værdi for eksempelvis rastende vandfugle.

Bortset herfra vurderes det, at tabet af levesteder på sådanne kulturpåvirkede ferske enge kan kompenseres ved en hensigtsmæssig placering af erstatningsarealer eller ved at gennemføre en aktiv indsats for at nedbringe mængden af næringsstoffer, genoprette hydrologiske processer og assistere arternes spredning (jf. afsnit 4). Under disse forudsætninger kan erstatningsarealer af en tilsvarende kvalitet udvikles relativt hurtigt (5-15 år). På Naturstyrelsens arealer er dyrkningen ophørt på en række arealer med henblik på at udvide arealet med ferske enge. Arealerne ligger typisk i tilknytning til eksisterende natur og forvaltes samme med disse, men der er ikke gennemført særlige indsatser for at udpine jordbunden eller assistere arternes spredning, og en stor del af arealerne er udlagt med udsåning af græs- og kløverblandinger. Her er der udviklet engvegetation på en stor del af arealerne inden for de første 20 år. Uden en nøje udvælgelse af egnede erstatningsarealer eller aktive indsatser vil det tage væsentligt længere tid at udvikle ferske enge på dyrkede marker.



Foto 5.2.2.1. Artsrige enge med naturlig, fugtig og tuet bund rummer store biodiversitetsværdier og kan kun vanskeligt erstattes med ny natur. Rigkær i Kastbjerg Ådal. Foto: Henriette Bjerregaard, Miljøstyrelsen.



Foto 5.2.2.2. Næringsbelastede højstauedeenge med ringe naturindhold kan i mange tilfælde erstattes med ny natur, hvis erstatningsarealerne udlægges hensigtsmæssigt. Foto: Peter Wind, AU.

Den moderat gode natur

Engarealer i en moderat naturtilstand er relativt velfungerende levesteder for almindelige plantearter og den del af biodiversiteten, der er knyttet hertil (fx ynglefugle og padder). Arealer i moderat naturtilstand kan dog også rumme mindre bestande af mere sårbare og sjældne arter. De ferske enge rummer forskellige kombinationer af positive strukturer såsom en naturligt fugtig og tuet bund, der kan være rig på mosser, vegetation domineret af bredbladede urter og halvgræsser eller fugtige artsrige kratpartier og negative strukturer såsom synlig næringspåvirket vegetation præget af isåede kulturplanter, græsser eller høje næringsrige stauder og dermed også store forskelle i kontinuiteten i livsvilkårene. Fælles for naturarealerne i denne tilstandsklasse er dog, at kulturpåvirkningerne i form af gødskning, afvanding og omlægning ikke er af et omfang og en varighed, der har medført en massiv forringelse af

plantedækkets artssammensætning. Der er ofte muligheder for at forbedre eller genoprette naturområdet, især hvor artsindekset trækker den samlede tilstandsvurdering op.

Det vurderes, at tabet af levesteder på ferske enge i en moderat naturtilstand som udgangspunkt kan kompenseres (for almindelige engplanter og den dertil knyttede biodiversitet) ved en hensigtsmæssig udlægning af erstatningsarealer inden for en periode på 10-30 år, dog vurderes det at tage lidt længere tid at udvikle tidvis våde enge (op til 50 år).

Den enestående natur

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

Arealet med ferske enge i en god eller høj tilstand er relativt lille (Nygaard et al. 2014), så udover at naturen er vanskelig og meget tidskrævende at genskabe, så er den i dele af landet også så truet, at selv et lille tab kan gøre uoprettelig skade på bestande af truede arter.

Det er særdeles vanskeligt at erstatte tabte ferske enge i en høj eller god naturtilstand. Selv under optimale forhold tager det lang tid for arterne at indvandre og etablere sig og for de biotiske interaktioner mellem arterne at indfinde sig, og der er en meget stor risiko for, at man ikke når frem til en tilstand, der svarer til det tabte areal. Der er ingen danske eksempler, hvor man har fulgt udviklingen fra dyrkede marker til tidvis våde enge eller naturenge af en høj biologisk kvalitet, men det vurderes at tage mere end 30 år.

Egnede arealtyper til udvikling og genopretning af ferske enge

Nye arealer med fersk eng etableres bedst på kulturenge (der omlægges for hyppigt til at være omfattet af § 3) og ekstensive græsarealer, gerne i tilknytning til søer og vandløb og på næringsfattige, drænede jorder i nåletræsplantager (hvor jordbunden ikke er for sur).

5.2.3 Moser

Om naturtypen

Moser findes på våde arealer med høj vandstand og forekommer i ådale, langs søbredder og vandløb, i lavninger og langs kysterne, hvor ferskt grundvand siver frem i bunden af skrænterne. I nogle mosetyper holdes vegetationen lysåben ved tilbagevendende forstyrrelser i form af oversvømmelser, opstigende grundvand, vandmætning, ekstremt lav tilgængelighed af næringsstoffer og/eller fjernelse af biomasse ved græsning eller høslæt. Naturtypen har en

stor variation i artssammensætningen afhængig af pH, næringsstoftilgængelighed, fugtighed og successionsstadium. Visse undertyper som tidvis våd eng, aske-ellesump og rigkær kan være ekstremt rige på karplanter og mosser, mens andre typer som fattigkær, hængesæk, våd hede og højmose kan være relativt artsfattige og præget af nogle få plantearter og tørvemosser (Nygaard et al. 2009). Der kan indgå vedplanter i vegetationen både i form af åbne krat eller enkeltstående træer og som sammenhængende pilekrat eller sumpskove.

Moserne er levesteder for en række arter på habitatdirektivets bilag: Gul stenbræk, mygblomst, blank sejlpose, hedepletvinge, grøn mosaikguldsmed, vindelsnegle (skæv, kildevælds- og sump-), stor vandsalamander, løgfrø, spids-snudet frø, birkemus og vandflagermus. Hertil kommer flere fredede arter af orkideer og padden samt snog, stor ildfugl, kongebregne, mosepost og melet kodriver. Mulighederne for at etablere erstatningsarealer for disse arter er nærmere beskrevet i afsnit 5.3.

Undertyper

Moser rummer en række forskellige plantesamfund, der ikke alle er lige nemme at genskabe. Naturtypen omfatter syv lysåbne habitattyper på habitatdirektivets bilag I: Aktiv højmose (7110), nedbrudt højmose (7120), hængesæk (7140), tørvelavning (7150), avneknippemose (7210), kildevæld (7220) og rigkær (7230). En række andre habitattyper har en del af deres areal i § 3-beskyttede moser, fx klitlavning (2190), våd hede (4010), klithede (2140), tidvis våd eng (6410) og tør hede (4030). De er i denne rapport beskrevet under de hovednaturtyper, de hører til. En del moser er endvidere naturligt træbevoksede, og der findes to sumpskovtyper på habitatdirektivets bilag I: Skovbevokset tørvemose (91D0) og aske- og ellesumpe (91E0). Sammenlagt skønnes en fjerdedel af arealet med § 3-beskyttede moser at leve op til definitionen på en habitatnaturtype (Nygaard et al. 2014), mens de mest næringsrige moser (fx rørsumpe), tilgroede moser (fx pilekrat) samt visse fattigkær ikke er omfattet af habitatdirektivet.

I den tekniske anvisning til kommunernes registreringer af § 3-beskyttede moser (Fredshavn et al. 2010) er der defineret syv undertyper: Højmose (svarer til aktiv og nedbrudt højmose, 7110 og 7120), hængesæk (svarer til hængesæk (7140)), fattigkær, kildevæld (svarer til kildevæld (7220)), rigkær (svarer til rigkær (7230)), højstaude-/rørsump og fugtigt krat.

Etablering af nye moser

Siden slutningen af 1980'erne er der gennemført en lang række vådområdeprojekter i Danmark (se afsnit 3.5.3), især ved genslyngning af vandløbsstrækninger og etablering af nye søer, og ændringerne i de hydrologiske forhold har ført til udvikling af nye moser på ferske enge, græsmarker og dyrkede marker. Da der ikke er foretaget en systematisk registrering af arealanvendelsen i projektområderne, mangler der viden om, hvor stor en del af de berørte arealer der har udviklet sig fra dyrkede marker til § 3-beskyttede moser. For hovedparten af vådområdeprojekterne har det primære formål været at nedbringe næringsbelastningen af grundvand, kystvande, søer og vandløb, mens udviklingen af nye enge og moser har været sekundært. Projektområderne har derfor været udvalgt med henblik på størst mulig omsætning af kvælstof og i de seneste år også deponering af fosfor. Udviklingen må alt andet lige forventes at gå i retning af relativt næringsrige moser, der kun undtagelsesvis vil fungere som levesteder for sjældne og truede arter.

En mindre del af vådområdeprojekterne har haft naturgenopretning som det primære formål. Det gælder især projekter for naturforvaltningsmidlerne (fx

Legind Vejle og Spøttrup Sø) og LIFE (fx Bølling Sø, Brændegård Sø) og de fondsfinansierede naturgenopretningsprojekter (fx Filsø), men også en del af projekterne i den særlige vand og naturindsats har karakter af naturgenopretning (fx Kastbjerg Ådal). I disse projekter har fokus været på at genskabe de naturlige hydrologiske forhold og at optimere udviklingen af artsrige levesteder blandt andet ved at begrænse tilgængeligheden af næringsstoffer. Her vil der være en større sandsynlighed for, at der er udviklet artsrige moser med en varieret vegetation. Endelig er der udviklet en lang række nye moser som følge af ophør af græsning på ferske enge.

Der er generelt mangel på detaljeret dokumentation af, hvilke virkemidler der er anvendt i de enkelte naturprojekter, og der er kun undtagelsesvis foretaget en dokumentation af biodiversitetseffekterne. Vores viden om, hvor hurtigt der udvikles nye moser på dyrkede marker, og hvordan forskellige indsatser (se kapitel 4) kan bidrage til en gunstig naturudvikling, er derfor meget sparsom.

På dyrkede marker er udgangspunktet i dag typisk en afvandet og næringsrig jordbund, en udpint frøbank, lange afstande til egnede spredningskilder og en stor randpåvirkning fra det omkringliggende dyrkningslandskab, hvilket forringer mulighederne for at udvikle nye moser, der ikke er domineret af konkurrencesterke arter. Mulighederne øges markant ved en nøje udvælgelse af egnede arealer og/eller, at der gennemføres en aktiv indsats for at optimere arternes muligheder for at indvandre og etablere sig på arealet samt sikre, at de rette økologisk kår er til stede. Herved sikres, at de mere nøjsomme plantearter knyttet til de næringsfattige mosetyper kan klare sig i konkurrencen med de hurtigtvoksende og højt voksende græsser og urter såsom tagrør, lodden dueurt, rørgræs og almindelig mjødurt.

Sandsynligheden for, at der udvikles en tilstand svarende til den tabte, er størst, hvis erstatningsarealet udvælges med hensyntagen til mulighederne for at skabe kontakt til næringsfattigt grundvand og overfladevand, jordbundens indhold af næringsstoffer (særligt fosfor), afstanden til egnede spredningskilder og påvirkningsgraden fra det omkringliggende landskab (herunder naturtætheden).

Det er naturligvis helt afgørende for udviklingen af moser, at de rette hydrologiske forhold genoprettes eller udvikler sig på arealet. Vandets kvalitet (især mængden af næringsstoffer) er afgørende for en gunstig naturudvikling, og flere mosetyper er afhængige af, at der skabes kontakt til det rene grundvand. Ved en ekstensivering af arealet og ophør af vedligeholdelse af dræn og afvanding kan der ske en forsumpning, der kan favorisere arter knyttet til fugtig, våd og vanddækket bund, ligesom en reduktion i vandindvindingen kan ændre hydrologien på et arealet. Men de hydrologiske ændringer kan også være en følge af en mere aktiv genopretningsindsats, hvor der afbrydes dræn, tilkastes grøfter og afbrydes eventuelle opstemninger, eller hvor oprensning og opgravning af vandløb ophører. Herved opnås en hævning af grundvandsstanden og evt. også periodiske oversvømmelser, der efter en årrække fører til forandringer i vegetationens sammensætning af arter og udviklingen af nye beskyttede naturarealer.

Hvis erstatningsarealet ikke er tilstrækkeligt næringsfattigt, kan det være nødvendigt at gennemføre en aktiv indsats for at udpine jorden (se afsnit 4.2.1), og en række metoder, fx dyrkning af afgrøde, høslæt og fjernelse af jordlag, er testet i nogle af de nyere danske projekter (appendiks A, case 94 og 95). Hvis næringspuljen er meget stor, eller målsætningen er en af de ekstremt næringsfattige mosetyper, kan udviklingen mod en god og høj naturtilstand

med fordel accelereres ved at tage nogle af de mere effektive og omkostningstunge metoder i brug fx fjernelse af topjord eller en dybdepløjning (appendiks A, case 75).

Udviklingen mod en gunstig tilstand går hurtigst på sandede eller meget kalkrige jorder, hvor næringsstofferne hurtigt vil blive udvasket eller bundet hårdt, og hvor de hydrologiske forhold understøtter, at fugtigbundsplanterne er konkurrencedygtige. Udviklingen af næringsfattige moser på lerbund tager meget længere tid, da lerkolloiderne holder effektivt på næringsstofferne.

I de senere år har der i mange projekter været fokus på vigtigheden af at udlægge de nye naturarealer i sammenhæng med eksisterende natur. Hvis afstanden til donorarealer er for stor, kan det være nødvendigt at assistere de karakteristiske arters spredning til arealet. I enkelte nyere naturprojekter (især overdrev i LIFE-projekterne) har man forsøgt sig med forskellige former for assisteret spredning, fx ved udsåning af frø, spredning af hø og translokation af tørv. Der er dog ingen eksempler fra moser. I en del projekter løses udfordringen med koloniseringsbegrænsninger ved at etablere samgræsning med eksisterende mosearealer (fx Naturstyrelsens arealer, Kastbjerg Ådal). Frøene spredes med græsningsdyrene til successionsarealerne på dyrenes overflade (pels, hove og klove) eller via mavetarmkanalen, og de græssende dyr (især de tunge racer) danner åbninger i vegetationsdækket til kolonisering af frøene.

Det har tidligere været almindelig praksis at udlægge nye naturarealer med etableret vegetationsdække af kulturgræsser og / eller kløver. Hensigten har været at øge udbyttet i den efterfølgende græsningsdrift (fx Skjern Å, se afsnit 3.5.3). En tæt vegetation forringer imidlertid mulighederne for, at de nøjsomme og langsomt voksende moseplanter kan kolonisere arealet og klare sig i konkurrencen med kulturplanterne. I flere nye naturprojekter udlægges arealerne derfor med blottet jord, enten ved at efterlade arealet i stub med en pløjning eller en mere overfladisk strigling eller harvning.

I nogle projekter med udlæg af nye mosearealer, særligt hvor målsætningen er at genskabe rigkær, er der lavet aftaler om opfølgende pleje i form af græsning eller høslæt med henblik på at opretholde en lysåben vegetation og skabe etableringsmuligheder i et lukket plantedække (appendiks A, case 20 og 75). I flere projekter er det endvidere ambitionen, at fjernelsen af biomasse på sigt vil nedbringe mængden af næringsstoffer og derved øge de nøjsomme planters konkurrenceevne (appendiks A, case 31-33).

For en detaljeret beskrivelse af de enkelte indsatstyper henvises til kapitel 4.

Udvikling af erstatningsnatur

Som det fremgår af Tabel 5.2.3.1, er der meget stor forskel på mosetypernes erstattelighed, og der er generelt størst sandsynlighed for, at erstatningsarealet udvikler sig til en sammenlignelig tilstand, hvis det tabte naturareal har en ringe eller dårlig naturtilstand. Næringsrige moser med dominans af få arter er nemme at genskabe, også på opgivne marker, hvis de rigtige hydrologiske forhold er til stede, mens en lang række moser er så unikke, at de i princippet er uerstattelige. Det gælder eksempelvis højmoserne, der er skabt gennem årtusinders opbygning af tørvelag, der hindrer forbindelsen til den underliggende jordbund. Flere andre sure og ekstremt næringsfattige mosetyper findes, hvor der er udviklet relativt tykke tørvelag, og det er usandsynligt, at disse kan genskabes med udgangspunkt i en dyrket mark inden for en overskuelig årrække. Tørvelavninger er pionersamfund på blottet, fugtigt sand og tørv, hvor tilgængeligheden af næringsstoffer er ekstremt lav, hvilket vil være

meget vanskeligt at genskabe på dyrkede marker. Kildevæld, rigkær og elle-askeskov, der er afhængig af udstrømninger af næringsfattigt, kalkholdigt grundvand, er svære at genoprette i moser i en ringe tilstand, og de er endnu vanskeligere at genskabe på dyrkede marker. Udvikling af vedplantedomineerede mosetyper forudsætter ikke blot, at de rette økologiske kår er til stede, mens også at arealet ligger hen tilstrækkeligt længe til, at træerne når en alder, der er sammenlignelig med det tabte moseareal.

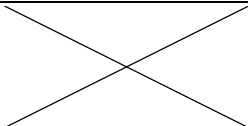
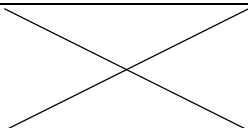
Den allerede ødelagte natur

De negative konsekvenser for biodiversiteten knyttet til moser kan mindskes betydeligt ved at begrænse nedlæggelsen af eksisterende naturlokaliteter til moser, der er næringspåvirkede, afvandede, isolerede, små og domineret af konkurrencesterke arter. Disse moser har typisk en ringe eller dårlig naturtilstand efter tilstandsvurderingssystemet jf. Fredshavn et al. (2010) og har været påvirket af næringsbelastning og afvanding gennem en længere periode. Moser i ringe eller dårlig naturtilstand mangler typisk mosrige partier (med tørvemosser eller bladmosser), trykvandspåvirket bund, områder med dominans af urter og halvgræsser eller artsrige kratpartier og fungerer som udgangspunkt ikke som levested for følsomme plantearter og den del af biodiversiteten, der er knyttet til en veludviklet vegetation. På nogle af arealerne kan der være tegn på kontinuitet i nogle af de livsvilkår, der karakteriserer en god mose, men genopretning af værdifulde levesteder for sjældne og truede arter forudsætter en omfattende forvaltningsindsats.

I en vurdering af et areals værdi som levested er det vigtigt at skelne mellem dets struktur- og artsindeks. Hvis artsindekset er væsentligt højere end strukturindekset, er det tegn på, at arealet er under forandring, og der kan stadig være potentiale for at forbedre tilstanden eksempelvis ved at (gen)indføre græsning i rigkær eller rydde vedplanter og bekæmpe invasive arter i sure moser. En anden væsentlig undtagelse fra denne regel er arealer, som er groet til med naturlige krat eller med skov. Disse kan have en ringe naturtilstand som moser på grund af tilgroningen (der giver et lavt strukturindeks), men dels vil de ofte rumme store værdier knyttet til naturlige og selvgroede krat og skov (der ikke afspejles i artsindekset), og dels vil de rumme et stort potentiale for naturgenopretning, fordi de ikke har været omlagt og gødsket intensivt. Man bør endvidere være opmærksom på, om moserne har opbygget særlige strukturer som fx tykke tørvelag, trykvandspåvirket bund, tuer og knolde, idet disse kan være vanskelige at genskabe på dyrkede marker.

Bortset herfra vurderes det, at tabet af levesteder i disse moser kan kompenseres ved en hensigtsmæssig placering af erstatningsarealer eller ved at gennemføre en aktiv indsats for at nedbringe mængden af næringsstoffer, genoprette hydrologiske processer (nogle naturtyper som eksempelvis kildevæld afhænger af etablering af helt særlige forhold) og assistere arternes spredning (jf. afsnit 4).

Tabel 5.2.3.1. Oversigt over tidshorisonterne for udvikling af nye moser. For hver undertype er der foretaget en vurdering af mulighederne for at udvikle erstatningsarealer (let, svært, usandsynligt, ingen, ikke tilstrækkelig viden og betinget af en hensigtsmæssig udvælgelse af erstatningsarealet og/eller en aktiv indsats for at nedbringe næringspuljen, genoprette hydrologien og assistere spredningen af arter), udviklingshastigheden (i år eller ukendt) og den videnskabelige evidens (god, mangelfuld, ingen) for arealer i hhv. høj eller god, moderat og ringe eller dårlig naturtilstand. Celler med X angiver, at tilstandsklassen ikke findes. Det antages, at udgangspunktet for udviklingen mod den givne engtype og naturtilstand er marker i omdrift.

Habitatnaturtyper og § 3-undertyper		Naturtilstand		
		Høj eller god	Moderat	Ring eller dårlig
Aktiv højmoser (7110) Nedbrudt højmoser (7120)	Erstattelighed	Ingen	Ingen	
	Hastighed	>> 100	>> 100	
	Evidens	Ingen	Ingen	
Hængesæk (7140)	Erstattelighed	Betinget, usandsynligt	Betinget, svært/usandsynligt	Betinget, svært
	Hastighed	> 100	> 40	> 40
	Evidens	Ingen	Ingen	Mangelfuld
Tørvelavning (7150)	Erstattelighed	Betinget, usandsynligt	Betinget, usandsynligt	
	Hastighed	Ukendt	Ukendt	
	Evidens	Ingen	Ingen	
Øvrige sure moser og fattigkær	Erstattelighed	Betinget, svært/usandsynligt	Betinget, svært/usandsynligt	Betinget, svært
	Hastighed	> 60	> 40	> 20
	Evidens	Ingen	Ingen	Mangelfuld
Avneknippemose (7210)	Erstattelighed	Utilstrækkelig viden	Utilstrækkelig viden	Utilstrækkelig viden
	Hastighed	Ukendt	Ukendt	Ukendt
	Evidens	Ingen	Ingen	Ingen
Kildevæld (7220)	Erstattelighed	Betinget, svært/usandsynligt	Betinget, svært	Betinget, let
	Hastighed	30-100	10-30	5-10
	Evidens	Mangelfuld	Mangelfuld	Mangelfuld
Rigkær (7230)	Erstattelighed	Betinget, svært/usandsynligt	Betinget, svært	Betinget, svært
	Hastighed	50-100	30-50	10-30
	Evidens	Mangelfuld	Mangelfuld	Mangelfuld
Højstaude-/rørsump	Erstattelighed	Betinget, svært	Betinget, let	Let
	Hastighed	30-50	10-30	5-10
	Evidens	Mangelfuld	Mangelfuld	Mangelfuld
Fugtigt krat	Erstattelighed	Betinget, svært	Betinget, svært	Betinget, let
	Hastighed	30-100	20-30	10-30
	Evidens	Mangelfuld	Mangelfuld	Mangelfuld
Skovbevokset tørve-mose (91D0)	Erstattelighed	Betinget, svært/usandsynligt	Betinget, svært/usandsynligt	Betinget, svært/usandsynligt
	Hastighed	>> 100	>> 100	>> 100
	Evidens	Ingen	Ingen	Ingen
Elle- og askeskov (91E0)	Erstattelighed	Betinget, svært/usandsynligt	Betinget, svært	Betinget, svært
	Hastighed	> 100	50-100	30-50
	Evidens	Mangelfuld	Mangelfuld	Mangelfuld

Nye rørsumpvegetationer og kildevæld kan udvikles relativt hurtigt, hvis de hydrologiske forhold ændrer sig, og der er eksempler på moser, der udvikler en beskyttet tilstand på mindre end 10 år (fx på Naturstyrelsens arealer, se afsnit 3.4.1). Som en del af LIFE snæbelprojektet er der eksempelvis udviklet våd rørsump (registreret som § 3 mose) på opgivne marker langs Varde Å i løbet af 6 år (2008-2014) (Naturstyrelsen 2017). Det tager væsentligt længere tid at udvikle nye rigkær, fugtige krat samt sure og næringsfattige moser. Hvis de hydrologiske forhold ændrer sig langsomt, vil det tage længere tid at udvikle en beskyttet tilstand. Uden en nøje udvælgelse af egnede erstatningsarealer eller aktive indsatser vil det tage væsentligt længere tid at udvikle moser på dyrkede marker.



Foto 3.4.1. Moser med artsrige vegetationer eller mosrig, trykvandspåvirket bund rummer store biodiversitetsværdier og kan kun vanskeligt erstattes med ny natur. Foto: Peter Wind, AU.



Foto 3.4.2. Moser med ringe naturindhold kan i mange tilfælde erstattes med ny natur, hvis erstatningsarealerne udlægges hensigtsmæssigt. Foto: Peter Wind, AU.

Den moderat gode natur

Moser i en moderat naturtilstand er relativt velfungerende levesteder for almindelige plantearter og den del af biodiversiteten, der er knyttet hertil (fx sommerfugle, guldsmede og padder). Arealer i moderat naturtilstand kan dog også rumme mindre bestande af mere sårbare og sjældne arter. Moserne rummer forskellige kombinationer af både positive strukturer såsom en våd bund med udpræget knoldstruktur, artsrig urtevegetation, høj dækning og artsrigdom af tørvemosser eller bladmosser eller gyngende bund og negative strukturer såsom tæt monoton og artsfattig vegetation uden væsentlig variation, høj dækning af højt voksende græsser og urter eller lukkede krat og dermed også store forskelle i kontinuiteten i livsvilkårene. Fælles for naturarealerne i denne tilstandsklasse er dog, at kulturpåvirkningerne i form af næringspåvirkning og afvanding ikke er af et omfang og en varighed, der har medført en massiv forringelse af plantedækkets artssammensætning. Der er ofte muligheder for at forbedre eller genoprette naturområdet, især hvor artsindekset trækker den samlede tilstandsvurdering op.

Det vurderes, at tabet af levesteder i mosetyperne højstaudesamfund og rørsumpe, kildevæld og fugtige krat i en moderat naturtilstand som udgangspunkt kan kompenseres (for almindelige moseplanter og den dertil knyttede biodiversitet) ved en hensigtsmæssig udlægning af erstatningsarealer inden for en periode på 10-30 år, mens det tager noget længere tid at genskabe rigkær (30-50 år).

Den enestående natur

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

Det er særdeles vanskeligt at erstatte tabte moser i en høj eller god naturtilstand. Selv under optimale forhold tager det lang tid for arterne at indvandre og etablere sig og for de biotiske interaktioner mellem arterne at indfinde sig, og der er en meget stor risiko for, at man ikke når frem til en tilstand, der svarer til det tabte areal. Der er ingen danske eksempler, hvor man har fulgt udviklingen fra dyrkede marker til moser af en høj biologisk kvalitet.

Egnede arealtyper til udvikling og genopretning af moser

Nye arealer med mose etableres bedst på kulturrenge (der omlægges for hyppigt til at være omfattet af § 3), øvrige ekstensive græsarealer og næringsfattige lavbundsjorder i tilknytning til søer og vandløb, eller hvor der er fremstrømmende grundvand, samt på drænede jorder i næringsfattige nåletræsplantager (hvor jordbunden ikke er for sur).

5.2.4 Heder

Om naturtypen

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

Hederne forekommer typisk på grovsandede jorder med lavt indhold af mineraler og basekationer. Jorden er derfor udvasket og sur, og forsuren med svovldioxid har mange steder yderligere sænket hedernes pH til et niveau, hvor kun få plantearter kan overleve.

Hederne er levesteder for en række arter på habitatdirektivets bilag: Sortpletet blåfugl, hedepletvinge, markfirben, strandtudse og birkemus. Hertil kommer flere fredede arter af orkideer og krybdyr samt vår-kobjælde, kamillebladet månerude og bjerg-ulvefod. Mulighederne for at etablere erstatningsarealer for disse arter er nærmere beskrevet i afsnit 5.3.

Undertyper

Heder rummer en række forskellige plantesamfund, der ikke alle er lige nemme at genskabe. Naturtypen omfatter seks habitattyper på habitatdirektivets bilag I: Indlandsklitter (2310, 2310 og 2330), våd hede (4010), tør hede (4030) og enebærkrat (5130). En række andre habitattyper har en del af deres areal på § 3-beskyttede heder, fx klithede (2140), grå/grøn klit (2130), klitlavning (2190) og surt overdrev (6230). De er i denne rapport beskrevet under de hovednaturtyper, de hører til. Sammenlagt skønnes 89 % af arealet med § 3-beskyttede heder at leve op til definitionen på en habitatnaturtype (Nygaard et al. 2014), mens de mest kulturpåvirkede heder ikke er omfattet af direktivet.

I den tekniske anvisning til kommunernes registreringer af § 3-beskyttede heder (Fredshavn et al. 2010) er der defineret tre undertyper: Tør hede (svarer til tør hede (4030)), våd hede (svarer til våd hede (4010)) og hedekrat (dele heraf er enebærkrat (5130)).

Etablering af nye heder

I de senere år er der gennemført en række projekter, hvor formålet har været at udvide arealet med hede i Danmark. De nye heder er især etableret ved rydning af plantager, men der er også eksempler på udvikling af nye heder på opgivne marker (fx på Naturstyrelsens arealer, Naturstyrelsen (2017)).

Der er generelt mangel på detaljeret dokumentation af, hvilke virkemidler der er anvendt i de enkelte naturprojekter, og der er kun undtagelsesvis foretaget en dokumentation af biodiversitetseffekterne. Vores viden om, hvor hurtigt der udvikles nye heder på dyrkede marker, og hvordan forskellige indsatser (se kapitel 4) kan bidrage til en gunstig naturudvikling, er derfor meget sparsom.

Gamle beskrivelser af dyrkningspraksis på sandede og næringsfattige jyske marker viser, at hedelyng dominerede plantedækket på marker, der har ligget brak i bare to-tre år (Ferdinandsen 1918, Ejrnæs et al. 2008). Degn (2001) studerede udviklingen på en lille opgiven ager (fra 1975) på næringsfattig, sur og sandet jordbund omgivet af lynghede og fandt, at arealet havde karakter af hede efter 22 år. Hastigheden var dog væsentligt lavere end rapporteret i undersøgelserne fra den første halvdel af 1900-tallet. At successionen fra dyrket mark til hede eller overdrev forløber meget langsommere end for hundrede år siden, var også konklusionen i et studie af successionens retning og hastighed på opgivne marker på Djursland (Ejrnæs et al. 2003). Det hænger uløseligt sammen med udviklingen i arealanvendelsen i det danske landskab og de medfølgende ændringer i jordbundens næringspulje (som følge af en omfattende og længerevarende gødskning) og frøbank og den øgede afstand til egnede spredningskilder.

På dyrkede marker er udgangspunktet i dag typisk en afvandet og næringsrig jordbund med neutral pH, en udpint frøbank, lange afstande til egnede spredningskilder og en stor randpåvirkning fra det omkringliggende dyrkningslandskab, hvilket begrænser udviklingen af hedenatur. Mulighederne øges markant ved en nøje udvælgelse af egnede arealer og/eller, at der gennemføres en aktiv indsats for at optimere hedearternes muligheder for at indvandre og etablere sig på arealet samt sikre, at de rette økologisk kår er til stede, så de nøjsomme plantearter kan klare sig i konkurrencen med agerlandets kulturplanter.

Sandsynligheden for, at der udvikles en tilstand svarende til den tabte, er størst, hvis erstatningsarealet udvælges med hensyntagen til jordbundstypen (sandede jorder), jordbundens indhold af næringsstoffer (særligt fosfor) og

pH, afstanden til egnede spredningskilder og påvirkningsgraden fra det omkringliggende landskab (herunder naturtætheden).

Udvikling af nye heder kan kun finde sted på sandede jorder med ekstremt lav tilgængelighed af næringsstoffer og en lav pH i jordbunden. Disse forhold vil kun være opfyldt på ganske få marginale dyrkningsjorder og primært i Jylland. På langt den overvejende del af de dyrkede marker vil det være nødvendigt at gennemføre en aktiv indsats for at udpine jorden (se afsnit 4.2.1), så dværgbuskene er konkurrencedygtige i forhold til græsser såsom blåtop og bølget bunke. En række metoder, fx dyrkning af afgrøde og høslæt, er testet i nogle af de nyere danske projekter (typisk overdrevsprojekter), men når målsætningen er heder, vil der ofte være behov for at tage nogle af de mere effektive og omkostningstunge metoder i brug som fx fjernelse af topjord eller en dybdepløjning (Härdtle et al. 2006). Fjernelse af topjorden er en hyppigt anvendt metode til restaurering og genskabelse af heder i Holland (Aerts et al. 1995) og i nogle danske hedeplejeprojekter (Naturstyrelsen 2016), men metoden er kun testet i ganske få projekter med udvikling af hede på opgivne marker herhjemme (fx Naturstyrelsens arealer (Figur 3.4.1), appendiks A, case 70 og 77)). Det kan endvidere være nødvendigt at sænke pH i dyrkningsjorden for at øge dværgbuskenes konkurrenceevne, fx ved tilførsel af svovl (Walker et al. 2004).

Da hederne er ekstremt følsomme over for næringspåvirkning fra det omkringliggende landskab, forudsætter en gunstig naturudvikling, at erstatningsarealerne udlægges i områder med en lav kvælstofpåvirkning fra luften og naboarealer. Udviklingen mod en gunstig tilstand går hurtigst på de mest tørre og sandede jorder, hvor næringsstofferne hurtigt vil blive udvasket, og hvor sommertørken sætter en grænse for de konkurrencesterke plantearters dominans.

I de senere år har der i mange projekter været fokus på vigtigheden af at udlægge de nye hedearealer i sammenhæng med eksisterende natur. Hvis frøbanken er udpint (selvom dværgbuske danner persistente frøbanker), og afstanden til donorarealer (herunder lysninger og langs skovveje i nåleskove og sure moser med dværgbuskvegetation) er for stor, kan det være nødvendigt at assistere de karakteristiske hedearters spredning til arealet. I enkelte nyere naturprojekter (især LIFE-overdrevprojekterne) har man forsøgt sig med forskellige former for assisteret spredning, fx ved udsåning af frø, spredning af hø og translokation af tørv. Der er dog ingen danske eksempler, hvor man har forsøgt assisteret spredning på dyrkede marker lagt ud i succession mod hede. I en del projekter løses udfordringen med koloniseringsbegrænsninger derfor ved at etablere samgræsning med eksisterende heder (fx Naturstyrelsen (2017)). Frøene spredes med græsningsdyrene til successionsarealerne på dyrenes overflade (pels, hove og klove) eller via mavetarmkanalen, og de græssende dyr (især de tunge racer) danner åbninger i vegetationsdækket til kolonisering af frøene.

Det har tidligere været almindelig praksis at udlægge nye naturarealer med etableret vegetationsdække af kulturgræsser og / eller kløver. Hensigten har været at øge udbyttet i den efterfølgende græsningsdrift. En tæt vegetation forringer imidlertid mulighederne for, at de nøjsomme og langsomt voksende dværgbuske og andre hedeplanter kan kolonisere arealet og klare sig i konkurrencen med kulturplanterne. I nogle af de nyere naturprojekter udlægges arealerne derfor med blottet jord, enten ved at efterlade arealet i stub med en pløjning eller en mere overfladisk strigling eller harvning.

I en del projekter med udlæg af nye naturarealer er der lavet aftaler om opfølgende pleje i form af græsning eller høslæt med henblik på at opretholde

en lysåben vegetation og skabe etableringsmuligheder i et lukket plantedække (Naturstyrelsens arealer, appendiks A, case 28). Græsning og høslæt kan endvidere bidrage til at nedbringe mængden af næringsstoffer og derved øge hedeplanternes konkurrenceevne.

Hvis målsætningen er etablering af våde heder, kan det også være nødvendigt at ændre på de hydrologiske forhold, eksempelvis ved ophør af vedligeholdelse af dræn, tilkastning af grøfter eller ophør af vandindvinding. Herved opnås en hævnning af grundvandsstanden og evt. også periodiske oversvømmelser, der efter en årrække fører til forandringer i vegetationens sammensætning af arter og udviklingen af nye våde heder.

For en detaljeret beskrivelse af de enkelte indsats typer henvises til kapitel 4.

Udvikling af erstatningsnatur

Tabel 5.2.4.1 viser en oversigt over de fire hedetyper erstattelighed. Hederne findes på meget næringsfattige, sure og udvaskede, sandede jorder, mens de tre typer af indlandsklitter kun findes på flyvesand fra istidsaflejringer (og ikke havet som for kystklitterne). Der er størst sandsynlighed for, at erstatningsarealet udvikler sig til en sammenlignelig tilstand, hvis det tabte naturareal har en ringe eller dårlig naturtilstand. I dag findes hederne og de sure dværgbuskdominerede moser primært i Jylland, og artspuljen mangler mange steder i de østlige dele af landet. Der vil derfor være meget store geografiske forskelle på hedetypernes erstattelighed.

Tabel 5.2.4.1. Oversigt over tidshorisonterne for udvikling af nye heder. For hver undertype er der foretaget en vurdering af mulighederne for at udvikle erstatningsarealer (let, svært, usandsynligt, ingen, ikke tilstrækkelig viden og betinget af en hensigtsmæssig udvælgelse af erstatningsarealet og/eller en aktiv indsats for at nedbringe næringspuljen og assistere spredningen af arter), udviklingshastigheden (i år eller ukendt) og den videnskabelige evidens (god, mangelfuld, ingen) for arealer i hhv. høj eller god, moderat og ringe eller dårlig naturtilstand. Celler med X angiver, at tilstandsklassen ikke findes. Det antages, at udgangspunktet for udviklingen mod den givne hedetype og naturtilstand er marker i om drift.

Habitatnaturtyper og § 3-undertyper		Naturtilstand		
		Høj eller god	Moderat	Ringe eller dårlig
Indlandsklitter (2310, 2320 og 2330)	Erstattelighed	Betinget, svært	Betinget, svært	Betinget, svært
	Hastighed	> 50	30-50	10-30
	Evidens	Mangelfuld	Mangelfuld	Mangelfuld
Våd hede (4010)	Erstattelighed	Betinget, svært/usandsynligt	Betinget, svært	Betinget, svært
	Hastighed	> 50	30-50	10-30
	Evidens	Mangelfuld	Mangelfuld	Mangelfuld
Tør hede (4030)	Erstattelighed	Betinget, svært	Betinget, svært	Betinget, let
	Hastighed	> 50	30-50	10-30
	Evidens	Mangelfuld	Mangelfuld	God
Enebærkrat (5130) og andre hedekrat	Erstattelighed	Betinget, svært	Betinget, svært	Betinget, svært
	Hastighed	> 50	30-50	10-30
	Evidens	Mangelfuld	Mangelfuld	Mangelfuld

Den allerede ødelagte natur

De negative konsekvenser for biodiversiteten knyttet til heder kan mindskes betydeligt ved at begrænse nedlæggelsen til lokaliteter, der er afvandede, næringspåvirkede, isolerede og små. Disse heder har typisk en ringe eller dårlig naturtilstand (efter tilstandsvurderingssystemet jf. Fredshavn et al. (2010) med

en forarmet vegetation med lav dækning af dværgbuske, fravær af rensdyrlaver og andre laver og tydelige spor efter kulturpåvirkning (fx dominans af græsser som følge af næringsbelastning). Hederne er ofte udviklet på brakmarker eller har været påvirkede af næringsbelastning fra naboarealer og deposition gennem en længere periode og fungerer som udgangspunkt ikke som levested for følsomme plantearter og den del af biodiversiteten, der er knyttet til en veludviklet hedevegetation. På nogle af arealerne kan der dog være tegn på kontinuitet i nogle af de livsvilkår, der karakteriserer en god hede (fx sporadiske forekomster af dværgbuske), men genopretning af værdifulde levesteder for sjældne og truede arter forudsætter en omfattende forvaltningsindsats.

I en vurdering af et areals værdi som levested er det vigtigt at skelne mellem dets struktur- og artsindeks. Hvis artsindekset er væsentligt højere end strukturindekset, er det tegn på, at arealet er under forandring, og der kan være potentiale for at forbedre tilstanden eksempelvis ved at (gen)indføre græsning, rydde vedplanter eller bekæmpe invasive arter. En anden væsentlig undtagelse fra denne regel er heder, som er groet til med naturlige krat eller med skov. Disse kan have en ringe naturtilstand som hede på grund af tilgroningen (der giver et lavt strukturindeks), men dels vil de ofte rumme store værdier knyttet til naturlige og selvgroede krat og skov, der ikke afspejles i artsindekset, og dels vil de rumme et stort potentiale for naturgenopretning, fordi de ikke har været omlagt og gødsket intensivt. Man bør endvidere være opmærksom på, om hederne har opbygget særlige strukturer, som fx tykke morlag, vandstandsende allag, lavninger med tørvemos, kuperet terræn med hhv. fugtige og varme skrænter eller partier med indlandsklitter på flyvesand, idet disse kan være vanskelige at genskabe på dyrkede marker.



Foto 3.5.1. Klitheder med lichener rummer store biodiversitetsværdier og kan kun vanskeligt erstattes med ny natur, hvis erstatningsarealerne udlægges hensigtsmæssigt. Foto: Jesper Fredsligt erstattes med ny natur. Ørkenen på Anholt. havn, AU.
Foto 3.5.2. Heder med ringe naturindhold kan i mange tilfælde erstattes med ny natur, hvis erstatningsarealerne udlægges hensigtsmæssigt. Foto: Jesper Fredsligt erstattes med ny natur. Ørkenen på Anholt. havn, AU.
 Foto: Henriette Bjerregaard, Miljøstyrelsen.

Bortset herfra vurderes det, at tabet af levesteder på sådanne næringspåvirkede heder kan kompenseres inden for 30 år ved en hensigtsmæssig placering af erstatningsarealer og ikke mindst gennemførelse af en aktiv indsats for at nedbringe mængden af næringsstoffer og sænke pH. I egne af landet, hvor de lokale artspuljer mangler de karakteristiske arter (især dværgbuske), kan det endvidere være nødvendigt at assistere arternes spredning (jf. afsnit 4). Hvis

jordbundens næringsindhold bringes tilstrækkeligt langt ned, og arealet udlægges i tilknytning til eksisterende heder eller sure moser, hvorfra arterne kan sprede sig, kan erstatningsarealer af en tilsvarende kvalitet udvikles inden for en periode på blot 10-15 år. Uden en nøje udvælgelse af egnede erstatningsarealer eller aktive indsatser vil det tage væsentligt længere tid at udvikle hede på dyrkede marker. Successionsstadierne på vej til hedenatur kan i mange tilfælde bidrage med blomsterrige vegetationer, der efter få år vil kunne have stor værdi som levested for pollen- og nektarsøgende insekter.

Den moderat gode natur

Heder i en moderat naturtilstand er relativt velfungerende levesteder for almindelige plantearter (særligt dværgbuske) og den del af biodiversiteten, der er knyttet hertil (fx laver, mosser, løbebiller og sommerfugle). Arealer i moderat naturtilstand kan dog også rumme mindre bestande af mere sårbare og sjældne arter. Hederne rummer forskellige kombinationer af positive strukturer såsom forekomst af rensdyrlaver og dominans af dværgbuske i forskellige aldre og negative strukturer såsom manglende regeneration af dværgbuske, dominans af græsser (herunder især blåtop og bølget bunke) og forekomst af invasive mosser eller nåletræer og dermed også store forskelle i kontinuiteten i livsvilkårene. Fælles for naturarealerne i denne tilstandsklasse er dog, at næringspåvirkning, fravær af naturlige forstyrrelser og konkurrence fra invasive arter ikke er af et omfang og en varighed, der har medført en massiv forringelse af plantedækkets artssammensætning. Der vil derfor ofte være mulighed for at forbedre eller genoprette naturområdet, især hvor artsindekset trækker den samlede tilstandsvurdering op.

Det vurderes, at tabet af levesteder på heder i en moderat naturtilstand som udgangspunkt kan kompenseres (for almindelige hedeplanter og den dertil knyttede biodiversitet) ved en hensigtsmæssig udlægning af erstatningsarealer inden for en periode på 30-50 år.

Den enestående natur

Heder i en høj eller god naturtilstand er velfungerende levesteder for følsomme plantearter og den del af biodiversiteten, der er knyttet hertil (fx laver, mosser, løbebiller og sommerfugle), og de udgør en relativt stor del af det samlede hedeareal (Nygaard et al. 2014). Hederne har typisk en lang kontinuitet i livsvilkårene (fx græsning og brand) og er forholdsvis upåvirkede af menneskelige indgreb, der kan medføre irreversible ændringer i de økologiske kår (fx næringspåvirkning og afvanding). Det er typisk heder med dominans af dværgbuske i forskellige aldre og forekomst af rensdyrlaver, der kun er svagt påvirkede af næringsbelastning og konkurrence fra invasive arter. Tilstedeværelse af de samme livsvilkår igennem længere tid giver mulighed for, at plante- og dyrelivet bliver mere veludviklet, specialiseret og unikt. Her vokser der en række særligt følsomme plantearter såsom tormentil, tandbælg, djævelsbid, hunde-viol, guldblomme, eng-havre, almindelig mælkeurt, hede-melbærris og på våde heder tillige tue-kogleaks, hvid næbfrø og arter af soldug. Herudover er hederne vigtige levesteder for arter af rensdyrlaver og andre laver, samt ugler, torbister, løbebiller og sommerfugle.

Det er særdeles vanskeligt at erstatte tabte heder i en høj eller god naturtilstand. Selv under optimale forhold tager det lang tid for arterne at indvandre og etablere sig og for de biotiske interaktioner mellem arterne at indfinde sig, og der er en meget stor risiko for, at man ikke når frem til en tilstand, der svarer til det tabte areal. Der er ingen danske eksempler, hvor man har fulgt udviklingen fra dyrkede marker til heder af en høj biologisk kvalitet.

Egnede arealtyper til udvikling og genopretning af heder

Nye arealer med hede etableres bedst på tilgroede heder, der er vokset ud af § 3-beskyttelsen, og næringsfattige jorder i nåletræsplantager (Dahl-Nielsen 2013), herunder klitplantager. Mindre egnede, men også mulige, er ekstensive græsarealer på tørre, sure og/eller næringsfattige jorder, der typisk vil være tidligere heder, der er opdyrket.

5.2.5 Strandenge

Om naturtypen

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

Strandengene er levesteder for en række arter på habitatdirektivets bilag: Grøn mosaikguldsmed, markfirben, grønbroget tudse og strandtudse. Hertil kommer blå iris, lægestokrose, melet kodriver og ringplettet gøgeurt, der er fredede. Mulighederne for at etablere erstatningsarealer for disse arter er nærmere beskrevet i afsnit 5.3.

Undertyper

Strandeng rummer en række forskellige plantesamfund, der ikke alle er lige nemme at genskabe. Naturtypen omfatter tre habitattyper på habitatdirektivets bilag I: Enårig strandengsvegetation (1310), vadegræssamfund (1320) og strandeng (1330). En række andre habitattyper har en del af deres areal på § 3-beskyttede strandenge, fx grå/grøn klit (2130), surt overdrev (6230), rigkær (7230) og strandvold med flerårige planter (1220). De er i denne rapport beskrevet under de hovednaturtyper, de hører til (dog ikke strandvoldsvegetation). Sammenlagt skønnes omtrent 80 % af arealet med § 3-beskyttede strandenge at leve op til definitionen på en habitatnaturtype (Nygaard et al. 2014), mens de mest kulturpåvirkede strandenge ikke er omfattet af direktivet.

I den tekniske anvisning til kommunernes registreringer af § 3-beskyttede strandenge (Fredshavn et al. 2010) er der defineret tre undertyper: Strandeng og strandsump, der begge svarer til strandeng (1330).

Etablering af nye strandenge

Siden slutningen af 1980'erne er der gennemført en lang række vådområdeprojekter i Danmark (se afsnit 3.5.3), og ændringerne i de hydrologiske forhold har ført til udvikling af nye strandenge på græsmarker og dyrkede marker. Da der ikke er foretaget en systematisk registrering af arealanvendelsen i projektområderne, mangler der imidlertid viden om, hvor stor en del af de berørte arealer der har udviklet sig fra dyrkede marker til § 3-beskyttede strandenge. For en del af vådområdeprojekterne har det primære formål været at nedbringe næringsbelastningen af kystvandene, mens udviklingen af nye strandenge har været sekundært. En mindre del af vådområdeprojekterne har haft naturgenopretning som det primære formål. Det gælder især projekter for naturforvaltningsmidlerne (fx Geddal Strandenge og Hjarbæk Fjord) og LIFE (fx Veststadil Fjord, Helnæs) og de fondsfinansierede naturgenopretningsprojekter (fx Gyldensteen-lagunen). I disse projekter har fokus været på at genskabe de naturlige

hydrologiske forhold og at optimere udviklingen af artsrige levesteder og gode biotoper for rastende og trækkende fugle.

Der er generelt mangel på detaljeret dokumentation af, hvilke virkemidler der er anvendt i de enkelte naturprojekter, og der er kun undtagelsesvis foretaget en dokumentation af biodiversitetseffekterne. Vores viden om, hvor hurtigt der udvikles nye strandenge på dyrkede marker, og hvordan forskellige indsatser (se kapitel 4) kan bidrage til en gunstig naturudvikling, er derfor meget sparsom.

På dyrkede marker er udgangspunktet i dag typisk en afvandet og næringsrig jordbund, en udpint frøbank, lange afstande til egnede spredningskilder og en stor randpåvirkning fra det omkringliggende dyrkningslandskab, hvilket forringer mulighederne for at udvikle nye strandenge med en varieret og artsrig vegetation. Mulighederne øges markant ved en nøje udvælgelse af egnede arealer og/eller, at der gennemføres en aktiv indsats for at optimere strandengsarternes muligheder for at indvandre og etablere sig på arealet samt sikre, at de rette økologisk kår er til stede, så også de mere nøjsomme plantearter såsom rød svingel, sandkryb, strand-vejbred, strand-trehage, vingefrøet hindeknæ, høst-borst, læge-kokleare og almindelig røllike kan klare sig i konkurrencen med næringstolerante arter såsom almindelig kvik, strand-kogleaks, blågrøn kogleaks, rørgræs og kær-svinemælk.

Sandsynligheden for, at der udvikles en tilstand svarende til den tabte, er størst, hvis erstatningsarealet udvælges med hensyntagen til påvirkninger fra havet (periodiske oversvømmelser med saltvand, erosion eller saltsprøjt), mulighed for at skabe kontakt til næringsfattigt overfladevand og grundvand (fx ved foden af kystskrænter øverst på strandengen), jordbundens indhold af næringsstoffer (særligt fosfor), afstanden til egnede spredningskilder og påvirkningsgraden fra det omkringliggende landskab (herunder naturtætheden).

Det er naturligvis helt afgørende for udviklingen af strandenge, at de rette hydrologiske forhold genoprettes eller udvikler sig på arealet. En høj vandstand kan være en effektiv måde at få ændret vegetationssammensætningen fra at være domineret af kulturplanter til dominans af naturlige strandengsplanter. Ved en ekstensivering af arealet og ophør af vedligeholdelse af dræn og afvanding kan der ske en forsumpning, der kan favorisere arter knyttet til fugtig, våd og vanddækket bund, ligesom en reduktion i vandindvindingen kan ændre hydrologien på arealet. Men de hydrologiske ændringer kan også være en følge af en mere aktiv genopretningsindsats, hvor der fjernes diger, afbrydes dræn, tilkastes grøfter og/eller afbrydes opstemninger, eller hvor oprensning og opgravning af vandløb ophører. Herved opnås en hævnning af grundvandsstanden og evt. også periodiske oversvømmelser, der efter en årrække fører til forandringer i vegetationens sammensætning af arter og udviklingen af nye beskyttede naturarealer.

Hvis erstatningsarealet ikke er tilstrækkeligt næringsfattigt, kan det være nødvendigt at gennemføre en aktiv indsats for at udpine jorden, fx ved dyrkning af afgrøder, høslæt eller fjernelse af overjorden (se afsnit 4.2.1). Der findes ingen danske eksempler, hvor man har forsøgt en udpining af jordbunden på dyrkede marker lagt ud i succession mod strandenge.

Hvis afstanden til artsrige strandenge, der kan fungere som donorarealer, er for stor, kan det være nødvendigt at assistere de karakteristiske strandengsarters spredning til arealet. Der er dog ingen danske eksempler på assisteret spredning på strandenge. Udfordringen med koloniseringsbegrænsninger kan løses ved at etablere samgræsning med eksisterende strandengsarealer.

Herved spredes frø til successionsarealerne, og de græssende dyr (især de tunge racer) danner åbninger i vegetationsdækket til kolonisering af frøene.

Det har tidligere været almindelig praksis at udlægge nye naturarealer med et etableret vegetationsdække af kulturgræsser og / eller kløver. Hensigten har været at øge udbyttet i den efterfølgende græsningsdrift. En tæt vegetation forringer imidlertid mulighederne for, at strandengsplanterne kan kolonisere arealet og klare sig i konkurrencen med kulturplanterne. I flere nyere naturprojekter udlægges arealerne derfor med blottet jord, enten ved at efterlade arealet i stub med en pløjning eller en mere overfladisk strigling eller harvning, hvorved sandsynligheden for, at der sker en kolonisering af frø og andre spredningsenheder, øges markant.

I nogle af projekterne med udlæg af nye strandengsarealer er der lavet aftaler om opfølgende pleje i form af græsning eller høslæt med henblik på at opretholde en lysåben vegetation og skabe etableringsmuligheder i et lukket plantedække (fx Naturstyrelsens arealer, appendiks A, case 19).

For en detaljeret beskrivelse af de enkelte virkemidler henvises til kapitel 4.

Udvikling af erstatningsnatur

Som det fremgår af Tabel 5.2.5.1, er der forskel på strandengstypernes erstattelighed, og der er størst sandsynlighed for, at erstatningsarealet udvikler sig til en sammenlignelig tilstand, hvis det tabte naturareal har en ringe eller dårlig naturtilstand. Enårig strandengsvegetation er pionervegetation af enårige planter, som eksempelvis strandgåsefod eller strandfirling, på mudder- og sandflader på kvellervader, i saltpander og på myretuer. Disse strukturer kan være vanskelige at genoprette på dyrkede marker. Vadegræssamfund er flerårige græsvegetationer med pionergræsset vadegræs, som kan kolonisere mudderflader ved kyster med høj saltholdighed. Naturtypen etableres yderst på strandengen og kan som udgangspunkt ikke udvikles på dyrkede marker, medmindre der fjernes diger mellem havet og markerne.

Tabel 5.2.5.1. Oversigt over tidshorisonterne for udvikling af nye strandenge. For hver undertype er der foretaget en vurdering af mulighederne for at udvikle erstatningsarealer (let, svært, usandsynligt, ingen, ikke tilstrækkelig viden og betinget af en hensigtsmæssig udvælgelse af erstatningsarealet og/eller en aktiv indsats for at nedbringe næringspuljen, genoprette hydrologien og assistere spredningen af arter), udviklingshastigheden (i år eller ukendt) og den videnskabelige evidens (god, mangelfuld, ingen) for arealer i hhv. høj eller god, moderat og ringe eller dårlig naturtilstand. Celler med X angiver, at tilstandsklassen ikke findes. Det antages, at udgangspunktet for udviklingen mod den givne strandengstype og naturtilstand er marker i omdrift.

Habitatnaturtyper og § 3-undertyper		Naturtilstand		
		Høj eller god	Moderat	Ringe eller dårlig
Enårig strandengsvegetation (1310)	Erstattelighed	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt
	Hastighed	Ukendt	Ukendt	Ukendt
	Evidens	Ingen	Ingen	Ingen
Vadegræssamfund (1320)	Erstattelighed	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt
	Hastighed	Ukendt	Ukendt	Ukendt
	Evidens	Ingen	Ingen	Ingen
Strandeng (1330)	Erstattelighed	Betinget, svært/usandsynligt	Betinget, svært	Betinget, let
	Hastighed	50-100	30-50	10-15
	Evidens	Mangelfuld	Mangelfuld	Mangelfuld

Den allerede ødelagte natur

De negative konsekvenser for biodiversiteten knyttet til strandenge kan mindskes betydeligt ved at begrænse nedlæggelsen af eksisterende naturlokaliteter til strandenge, der er artsfattige, kulturpåvirkede, afvandede, isoleerede og små. De har typisk en ringe eller dårlig naturtilstand efter tilstandsvurderingssystemet jf. Fredshavn et al. (2010) og har været påvirkede af næringsbelastning, omlægning og afvanding gennem en længere periode. Strandengene mangler typisk loer, saltpander og store fritliggende sten, der er ingen tegn på hyppige oversvømmelser med saltvand, og de fungerer som udgangspunkt ikke som levested for følsomme plantearter og den del af biodiversiteten, der er knyttet til en artsrig vegetation. På nogle af arealerne kan der dog være tegn på kontinuitet i nogle af de livsvilkår, der karakteriserer en god strandeng (fx græsning eller store fritliggende sten), men genopretning af værdifulde levesteder for sjældne og truede arter forudsætter en omfattende forvaltningsindsats.

I en vurdering af et areals værdi som levested er det vigtigt at skelne mellem dets struktur- og artsindeks. Hvis artsindekset er væsentligt højere end strukturindekset, er det tegn på, at arealet er under forandring, og der kan være potentiale for at forbedre tilstanden eksempelvis ved at (gen)indføre græsning eller høslæt. En anden væsentlig undtagelse fra denne regel er strandoverdrev, som er groet til med naturlige krat eller med skov. Disse kan have en ringe naturtilstand som strandenge på grund af tilgroningen (der giver et lavt strukturindeks), men dels vil de ofte rumme store værdier knyttet til naturlige og selvgroede krat og skov, der ikke afspejles i artsindekset, og dels vil de rumme et stort potentiale for naturgenopretning, fordi de ikke har været omlagt og gødsket intensivt. Endelig kan store og sammenhængende forekomster af strandenge i store dele af landet være af stor værdi for fx rastende vandfugle. Man bør endvidere være opmærksom på, om strandengene har opbygget særlige strukturer såsom loer, saltpander, strandvolde, myretuer og knolde, idet disse kan være vanskelige at genskabe på dyrkede marker.



Foto 5.2.2.1. Artsrige enge med naturlig, fugtig og tuet bund rummer store biodiversitetsværdier og kan kun vanskeligt erstattes med ny natur. Riggær i Kastbjerg Ådal. Foto: Henriette Bjerregaard, Miljøstyrelsen.



Foto 5.2.2.2. Næringsbelastede højstaudeenge med ringe naturindhold kan i mange tilfælde erstattes med ny natur, hvis erstatningsarealerne udlægges hensigtsmæssigt. Foto: Peter Wind, AU.

Bortset herfra vurderes det, at tabet af levesteder på sådanne kulturpåvirkede strandenge kan kompenseres ved en hensigtsmæssig placering af erstatningsarealer eller ved at gennemføre en aktiv indsats for at nedbringe mængden af næringsstoffer, genoprette hydrologiske processer og assistere arternes spredning (jf. afsnit 4). Under disse forudsætninger kan erstatningsarealer af

en tilsvarende kvalitet udvikles relativt hurtigt (10-15 år). Eksempelvis er der udviklet strandengsvegetation på Peberholm i løbet af 10 år (se afsnit 3.3.4), hvor successionen startede på kalkholdigt marint overskudsmateriale fra etableringen af Øresundsbroen.

Uden en nøje udvælgelse af egnede erstatningsarealer eller aktive indsatser kan det tage længere tid at udvikle strandenge på dyrkede marker.

Den moderat gode natur

Strandengsarealer i en moderat naturtilstand er relativt velfungerende levesteder for almindelige plantearter og den del af biodiversiteten, der er knyttet hertil (fx ynglefugle og padder). Arealer i moderat naturtilstand kan dog også rumme mindre bestande af mere sårbare og sjældne arter. Strandengene rummer forskellige kombinationer af positive strukturer såsom loer, saltpander, strandvolde, engmyretuer og store fritliggende sten og tegn på hyppige oversvømmelser med saltvand og negative strukturer såsom synlig næringspåvirket, monoton og artsfattig vegetation præget af isåede kulturplanter og dermed også store forskelle i kontinuiteten i livsvilkårene. Fælles for naturarealerne i denne tilstandsklasse er dog, at kulturpåvirkningerne i form af gødskning, afvanding og omlægning ikke er af et omfang og en varighed, der har medført en massiv forringelse af plantedækkets artssammensætning. Der er ofte mulighed for at forbedre eller genoprette naturområdet, især hvor artsindekset trækker den samlede tilstandsvurdering op.

Det vurderes, at tabet af levesteder på strandenge i en moderat naturtilstand som udgangspunkt kan kompenseres (for almindelige strandengsplanter og den dertil knyttede biodiversitet) ved en hensigtsmæssig udlægning af erstatningsarealer inden for en periode på 30-50 år.

Den enestående natur

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

Det er særdeles vanskeligt at erstatte tabte strandenge i en høj eller god naturtilstand. Selv under optimale forhold tager det lang tid for arterne at indvandre og etablere sig og for de biotiske interaktioner mellem arterne at indfinde sig, og der er en meget stor risiko for, at man ikke når frem til en tilstand, der svarer til det tabte areal. Der er ingen danske eksempler, hvor man har fulgt udviklingen fra dyrkede marker til strandenge af en høj biologisk kvalitet, men det vurderes at tage mere end 50 år.

Egnede arealtyper til udvikling og genopretning af strandenge

Nye arealer med strandeng etableres bedst på ekstensive græsarealer langs de beskyttede kyster, især arealer, der omlægges med års mellemrum, og på de

øverste dele af strandengen kan strandoverdrev retableres på tilgroede arealer, der er vokset ud af § 3-beskyttelsen.

5.2.6 Kystklitter

Om naturtypen

Kystklitterne findes langs de eksponerede kyster, hvor energien fra vind og vand former kysten med stor kraft. I teorien optræder de forskellige naturtyper i zoner fra den flade sandflade, forklitterne, langs havet, over de hvide, grønne og grå klittyper til den stabiliserede dværgbuskklithede, inden flyvesandsarealernes naturtyper glider over i det bagvedliggende landbrugsland. Der er påvist klare successionsstadier i udviklingen fra aktive hvide klitter over relativt stabile urteagtige vegetationer til stabile dværgbusk- eller vedplantedominerede vegetationer (Warming 1895). Dog forekommer de forskellige klitnaturtyper ofte sammen som mosaikvegetationer som følge af klitternes forholdsvis store variation i topografi, jordbundskemiske variable og mikroklima på såvel stor som lille skala og de deraf følgende forskelle i fx erosion, aflejring, orientering, hældning, temperatur og fugtighed.

Det danske kystlandskab er med sin samlede længde og diversitet enestående i europæisk sammenhæng, og vi har et stort ansvar for at beskytte og bevare vores kystnaturtyper, idet disse har været i massiv tilbagegang i det meste af Europa. Således er tre klitnaturtyper på habitatdirektivets bilag I (grå/grøn klit, klithede og enebærklit) særligt truede på europæisk plan og derfor prioriterede. Arealinddragelse i kystklitterne kan derfor have væsentlige negative konsekvenser for biodiversiteten.

Kystklitterne findes primært som store sammenhængende områder langs den jyske vestkyst, men mindre klitområder findes på østkysten og på Øerne.

Kystklitterne er levesteder for en række arter på habitatdirektivets bilag: Sortplettet blåfugl, hedepletvinge, markfirben og strandtudse. Hertil kommer flere fredede arter af orkideer og krybdyr samt kamillebladet månerude og skotsk lostilk. Mulighederne for at etablere erstatningsarealer for disse arter er nærmere beskrevet i afsnit 5.3.

Undertyper

Kystklitterne rummer en række forskellige plantesamfund, der ikke alle er lige nemme at genskabe. Naturtypen omfatter 10 habitattyper på habitatdirektivets bilag I. Tættest på havet ligger forklitten (2110) og den hvide klit (2120) med et sparsomt, spredt plantedække af særligt modstandsdygtige græsser (hovedsagligt hjælme og marehalm) og lave urter. Disse er ikke behandlet i denne rapport. Ind mod land findes grå/grøn klit (2130), klithede (2140) og klitlavning (2190) samt tre vedplantedominerede typer: Havtornklit (2160), grårisklit (2170) og enebærklit (2250). Endelig kan klitterne gro til med egentlige skovtræer, hvorved der dannes skovbevoksede klitter (2180). Sammenlagt skønnes 89 % af arealet med de 10 kystklittyper at være registreret som en § 3-beskyttet naturtype (Nygaard et al. 2014), mens en stor del af arealet i de yderste klittyper (forklit og hvid klit) ikke er registreret som § 3.

I den tekniske anvisning til kommunernes registreringer af § 3-beskyttede heder (Fredshavn et al. 2010) er der defineret fire undertyper: Hvid klit (svarer til hvid klit (2120)), grå/grøn klit (svarer til grå/grøn klit (2130)), klithede (svarer til klithede (2140)) og kystnært krat (omfatter havtornklit (2160), grårisklit (2170) og enebærklit (2250)).

Etablering af nye kystklitter

Mens der er nogen erfaring med genopretning af åbne kystklitter ved rydning af klitplantager (fx i Testcenteret i Østerild og flere LIFE-projekter), er der ikke mange eksempler på etablering af ny natur på dyrkede marker, der ligger i klitlandskaber. I Varde Kommune er udlagt et erstatningsareal på dyrket mark i et klitlandskab tæt på Nørholm Hede (se appendiks A, case 77). Her er indledningsvis foretaget en reolpløjning, hvorved det næringsfattige sand i 80 cm dybde vendes op i overfladen.

Udvikling af erstatningsnatur

Tabel 5.2.6.1 viser en oversigt over de fire klittypers uerstattelighed. Der er størst sandsynlighed for, at erstatningsarealet udvikler sig til en sammenlignelig tilstand, hvis det tabte naturareal har en ringe eller dårlig naturtilstand, eksempelvis som følge af atmosfærisk deposition af kvælstof.

Kystklitter kan kun erstattes i kystnære landskaber, hvor jordbunden udgøres af flyvesand, og udvikling af dynamiske klitter forudsætter påvirkning fra havet, hvor vinden kan omleje sandet. De dynamiske processer kan reintroduceres ved fjernelse af sanddæmpende foranstaltninger i det omkringliggende landskab. Der vil være meget store geografiske forskelle på kystklitternes erstattelighed og potentialet for udviklingen af en gunstig tilstand er størst i Nord- og Vestjylland hvor kystklitterne er vidt udbredte. Etablering af klitlavninger afhænger af genopretningen af naturlige vandstandsforhold med en god vandkvalitet.

Tabel 5.2.4.1. Oversigt over tidshorisonterne for udvikling af nye kystklitter. For hver undertype er der foretaget en vurdering af mulighederne for at udvikle erstatningsarealer (let, svært, usandsynligt, ingen, ikke tilstrækkelig viden og betinget af en hensigtsmæssig udvælgelse af erstatningsarealet og/eller en aktiv indsats for at nedbringe næringspuljen, genoprette hydrologien og assistere spredningen af arter), udviklingshastigheden (i år eller ukendt) og den videnskabelige evidens (god, mangelfuld, ingen) for arealer i hhv. høj eller god, moderat og ringe eller dårlig naturtilstand. Celler med X angiver, at tilstandsklassen ikke findes. Det antages, at udgangspunktet for udviklingen mod den givne klittype og naturtilstand er marker i omdrift.

Habitatnaturtyper og § 3-undertyper		Naturtilstand		
		Høj eller god	Moderat	Ringe eller dårlig
Grå/grøn klit (2130)	Erstattelighed	Betinget, svært	Betinget, svært	Betinget, svært
	Hastighed	> 50	20-30	10-15
	Evidens	Mangelfuld	Mangelfuld	Mangelfuld
Klithede (2140)	Erstattelighed	Betinget, svært	Betinget, svært	Betinget, svært
	Hastighed	> 50	20-50	10-20
	Evidens	Mangelfuld	Mangelfuld	Mangelfuld
Klitlavning (2190)	Erstattelighed	Betinget, svært	Betinget, svært	Betinget, svært
	Hastighed	> 30	20-50	10-15
	Evidens	Mangelfuld	Mangelfuld	Mangelfuld
Kystnære krat, herunder havtornklit (2160), grårisklit (2170) og enebærklit (2250)	Erstattelighed	Betinget, svært	Betinget, svært	Betinget, svært
	Hastighed	> 50	30-50	20-30
	Evidens	Mangelfuld	Mangelfuld	Mangelfuld

De negative konsekvenser for biodiversiteten knyttet til kystklitterne kan mindskes betydeligt ved at begrænse nedlæggelsen til lokaliteter i en ringe eller dårlig naturtilstand (efter tilstandsvurderingssystemet jf. (Fredshavn et al. 2010). Hvis jordbundens næringsindhold bringes tilstrækkeligt langt ned, og arealet udlægges i tilknytning til eksisterende klitarealer, hvorfra arterne kan sprede sig, kan erstatningsarealer i en ringe eller dårlig naturtilstand med

grønsværsklitter og klitlavninger med englignende vegetation udvikles inden for en periode på blot 10-15 år. Det tager lidt længere at udvikle klitheder og kystnære krat. Etablering af en vegetation svarende til de grå klitter forudsætter udvaskning og forsuring af jordbunden. Uden en nøje udvælgelse af egnede erstatningsarealer eller aktive indsatser vil det tage væsentligt længere tid. Successionsstadierne på de kystnære opgivne marker, hvor jordbunden er relativt basisk, kan i mange tilfælde bidrage med relativt blomsterrige vegetationer, der efter få år vil kunne have stor værdi som levested for pollen- og nektarsøgende insekter. Det tager væsentligt længere tid at udvikle kystklitter i moderat, god eller høj naturtilstand.

Egnede areal typer til udvikling og genopretning af kystklitter

Nye arealer med klitvegetation etableres bedst ved at rydde næringsfattige klitplantager eller tilgroede klitarealer. Mindre egnede, men også mulige, er ekstensive græsarealer, særligt på næringsfattig jordbund. Udviklingen af fugtige klitnaturtyper forudsætter endvidere, at der skabes kontakt til næringsfattigt grundvand. Potentialet for etableringen af klitvegetation forringes stærkt, hvis der er etableret et vegetationsdække af kulturgræsser og/eller kløver.

5.2.7 Vandhuller og søer

Om naturtypen

Søer og vandhuller findes som permanente eller tidvis udtørrende vandflader i naturlige og menneskeskabte lavninger i terrænet. De omfatter foruden de naturligt forekommende søer også gravede søer samt gadekær, damme, møllesøer og mergel-, kalk- og lergrave. Det vurderes, at omkring en tredjedel af de danske småsøer og vandhuller er dannet af naturlige processer (Søndergaard et al. 2002). Naturtypen omfatter alt fra små vandsamlinger til vore største søer, ligesom der kan være tale om vandsamlinger med forskellig saltholdighed (Søndergaard og Wiberg-Larsen 2011). Der er en glidende overgang fra vandhuller og søer til naturtyper som moser og ferske enge og til vandløb, når disse stedvist bliver meget brede og vandet tilsyneladende stillestående.

Danske søer kan inddeles i hovedtyper på baggrund af forskelle i kalkholdighed, vanddybde, humusindhold og saltholdighed. De har en række fælles træk, men ofte knytter der sig en speciel flora og fauna til de forskellige søtyper (Søndergaard og Wiberg-Larsen 2011). I Danmark er søernes biodiversitet i høj grad påvirket af det omgivende landskab. Søer med et stort opland vil typisk få tilført store mængder kvælstof og fosfor, hvilket fører til en øget produktion af planktonalger, uklart vand, bortskygning af undervandsplanter og generelt en lavere biodiversitet. Søer med et lille opland og/eller stor tilledning af grundvand eller beliggende inden for beskyttede naturtyper har oftere et naturligt lavt indhold af næringsstoffer og en større værdi som levested for sjældne og truede arter.

Vandhullerne er levesteder for en lang række arter på habitatdirektivets bilag: Liden najade, vandranke, stor kærguldsmed, grøn mosaikguldsmed, bred vandkalv, lys skivevandkalv, grønbroget tudse, strandtudse, klokkefrø, løgfrø, løvfrø, spidssnudet frø, springfrø, stor vandsalamander, odder, vandflaggermus, damflagermus, dyndsmerling og pigherling. Hertil kommer flere fredede arter af padder samt snog, stor ildfugl og gulgrøn brasenføde. Mulighederne for at etablere erstatningsarealer for disse arter er nærmere beskrevet i afsnit 5.3.

Undertyper

Vandhuller og søer omfatter en række forskellige typer, der ikke alle er lige nemme at genskabe. Naturtypen omfatter fem habitattyper på habitatdirektivets bilag I: Lobeliesøer (3110), søbredder med småurter (3130), kransnålalgesøer (3140), næringsrige søer (3150) og brunvandede søer (3160). Det skønnes, at omtrent 90 % af det samlede søareal er omfattet af de fem habitatnaturtyper.

I den tekniske anvisning til kommunernes registreringer af § 3-beskyttede vandhuller (Fredshavn et al. 2010) er der defineret fire undertyper: Næringsfattige søer (svarer til lobeliesøer (3110) og søbredder med småurter (3130)), kalkrige søer (svarer til kransnålalgesøer (3140)), næringsrige søer (svarer til næringsrige søer (3150) og brunvandede søer (3160)).

Etablering af nye vandhuller

I de senere årtier er der gennemført en lang række projekter, hvor formålet har været at øge antallet og arealet af søer og vandhuller i Danmark. Der findes ikke opgørelser over, hvor mange søer og vandhuller der er etableret i seneste årtier, men den vejledende registrering af søer og vandhuller er udvidet med 12.000 ha (fra 58.410 til 70.385 ha) i perioden 2000-2016 (Nygaard et al. 2016). En del af ændringen kan forklares med en bedre registrering af eksisterende lokaliteter, men der er også genskabt ganske mange nye, især mindre, søer og vandhuller.

Siden slutningen af 1980'erne er der gennemført en lang række vådområdeprojekter i Danmark (se afsnit 3.5.3), hvor hovedparten har været genskabelse af udtørrede søer. De nye søer er etableret på arealer med moser, ferske enge og græsmarker, men også dyrkede marker. Da der ikke er foretaget en systematisk registrering af arealanvendelsen i projektområderne, mangler der viden om, hvor stor en del af nye søer der har udviklet sig fra dyrkede marker til § 3-beskyttede moser. For hovedparten af vådområdeprojekterne har det primære formål været at nedbringe næringsbelastningen (fx Årslev Engsø, Solbjerg Engsø og Strødam Engsø), og udviklingen må alt andet lige forventes at være i retning af næringsrige søer.

En mindre del af vådområdeprojekterne har haft naturgenopretning som det primære formål. Det gælder især projekter for naturforvaltningsmidlerne (Spøttrup Sø, Højby Sø, Oldenor), LIFE-projekterne (fx Bølling Sø, Bøjden Nor og Tryggelev Nor) og de fondsfinansierede naturgenopretningsprojekter (fx Filsø). I disse projekter har fokus været på at genskabe de naturlige hydrologiske forhold og at optimere udviklingen af nogle af de mere næringsfattige og klarvandede søtyper.

Der er endvidere etableret et meget stort antal vandhuller (små søer), og det er den suverænt mest udbredte naturtype i erstatningsnaturesagerne i de danske kommuner (se afsnit 3.2 og talrige eksempler i appendiks A) og i anlægsprojekter (afsnit 3.3). Naturstyrelsen vurderer, at der endvidere er etableret op mod 800 nye vandhuller og søer på statens arealer i perioden 1994-2016. Siden habitatdirektivets implementering i habitatbekendtgørelsen er der kommet øget fokus på, at nye vandhuller så vidt muligt skal fungere som levested for bilag IV-padder.

Der er generelt mangel på detaljeret dokumentation af, hvilke virkemidler der er anvendt i de enkelte naturprojekter, og selvom der kun undtagelsesvis er foretaget en dokumentation af biodiversitetseffekterne er der alligevel opnået betragtelig erfaring med etablering af nye ynglesteder for sjældne padder i Danmark (se afsnit 5.3.1).

Det er naturligvis helt afgørende for udviklingen af vandhuller, at de rette hydrologiske forhold genoprettes eller udvikler sig på arealet. Her er vandets kvalitet helt essentielt for udviklingen. Ved ophør af vedligeholdelse af dræn og afvanding kan der dannes temporære eller permanente åbne vandflader, ligesom en reduktion i vandindvindingen kan ændre hydrologien i et område. De hydrologiske ændringer kan også være en følge af en mere aktiv genopretningsindsats, hvor der udgraves lavninger, afbrydes dræn, tilkastes grøfter og /eller afbrydes eventuelle opstemninger, eller hvor oprensning og opgravning af vandløb ophører. Lykkes det at genetablere kontakten til det rene grundvand, vil vandet have en naturlig evne til at binde næringsstoffer.

På dyrkede marker er udgangspunktet i dag typisk en afvandet og næringsrig jordbund, en udpint frøbank, lange afstande til egnede spredningskilder og en stor randpåvirkning fra det omkringliggende dyrkningslandskab, hvilket forringer mulighederne for at udvikle nye søer og vandhuller, der ikke er næringsrige. Mulighederne for at etablere nye lobeliesøer, søbredder med småurter, kransnålalgesøer og brunvandede søer øges markant ved en nøje udvælgelse af egnede arealer og /eller ved, at der gennemføres en aktiv indsats for at sikre de rette økologiske kår på arealet, herunder især en lav tilgængelighed af næringsstoffer.

Hvis erstatningsarealet ikke er tilstrækkeligt næringsfattigt, kan det være nødvendigt at gennemføre en aktiv indsats for at udpine jorden, inden de hydrologiske forhold ændres (se afsnit 4.2.1), fx dyrkning af afgrøde, høslæt og fjernelse af jordlag. Hvis næringspuljen er meget stor, og målsætningen er en af de ekstremt næringsfattige søtyper (fx lobeliesøer og kransnålalgesøer), kan det være nødvendigt at tage nogle af de mere effektive og omkostnings-tunge metoder i brug såsom fjernelse af topjord eller en dybdepløjning. Udviklingen mod de næringsfattige søtyper går hurtigst på sandede eller meget kalkrige jorder, hvor næringsstofferne hurtigt vil blive udvasket eller bundet hårdt. Udpining af lerjorder tager meget længere tid, da lerkolloiderne holder effektivt på næringsstofferne.

Selvom mange arter relativt nemt spredes til et nyt vandhul (fx plankton og invertebrater), er potentialet for udviklingen af en god naturtilstand størst, hvis det anlægges i umiddelbar nærhed af og med direkte forbindelse til vandsystemer i velfungerende vandhuller og søer, hvorfra dyr (fx padder og fisk) og planter (fx grundskudsplanter) kan indvandre. I de senere år har der i mange projekter således været fokus på vigtigheden af at udlægge de nye naturarealer i sammenhæng med eksisterende natur. Hvis afstanden til donorarealer er for stor, kan det være nødvendigt at assistere de karakteristiske vandhulsarters spredning til arealet (se afsnit 5.3.1). Assisteret spredning har været almindelig praksis i mange vandhulsprojekter gennem en del år i Danmark, og der er mange eksempler på flytning af padder til nye vandhuller (se afsnit 3.3, 3.4 og appendiks A, case 34 og 44).

For en detaljeret beskrivelse af de enkelte virkemidler henvises til kapitel 4.

Udvikling af erstatningsnatur

Tabel 5.2.7.1 viser en oversigt over de fem vandhulstypers uerstattelighed. Trefjerdedele af søarealet udgøres af kransnålalgesøer (3140) og næringsrige søer (3150). Kransnålalgesøer (3140) er kalkrige søer og vandhuller med kransnålalger, der typisk er ganske rene eller kun lidt eutrofierede. Næringsrige søer (3150) er næringsrige søer og vandhuller, typisk med flydeplanter eller store vandaks. Søbredder med småurter (3130) er ret næringsfattige søer og vandhuller med små amfibiske planter ved bredden og udgør 12 % af det

samlede søareal. Lobeliesøer (3110) er kalk- og næringsfattige søer og vandhuller karakteriseret ved især grundskudsplanter og lav pH, og brunvandede søer (3160) er oftest ret sure søer og vandhuller, hvor vandets farve skyldes et højt indhold af humusstoffer. Begge er meget sjældne i Danmark.

Inddragelse af næringsfattige vandhuller / små søer samt søer, der fungerer som levested for sårbare, truede og beskyttede arter, kan have væsentlige negative konsekvenser for biodiversiteten, særligt hvis det drejer sig om de sjældne søtyper lobeliesø (3110) og brunvandet sø (3160).

Tabel 5.2.7.1. Oversigt over tidshorisonterne for udvikling af nye vandhuller og søer. For hver af de fem undertyper er foretaget en vurdering af mulighederne for at udvikle erstatningsarealer (let, svært, usandsynligt, ingen, ikke tilstrækkelig viden og betinget af en hensigtsmæssig udvælgelse af erstatningsarealet og/eller en aktiv indsats for at nedbringe næringspuljen, genoprette hydrologien og assistere spredningen af arter), udviklingshastigheden (i år eller ukendt) og den videnskabelige evidens (god, mangelfuld, ingen) for arealer i hhv. høj eller god, moderat og ringe eller dårlig naturtilstand. Celler med X angiver, at tilstandsklassen ikke findes. Det antages, at udgangspunktet for udviklingen mod den givne vandhulstype og naturtilstand er marker i om drift.

Habitatnaturtyper og § 3-undertyper		Naturtilstand		
		Høj eller god	Moderat	Ringe eller dårlig
Lobeliesøer (3110)	Erstattelighed	Betinget, svært	Betinget, svært	Betinget, svært
	Hastighed	> 5	> 5	3-10
	Evidens	Mangelfuld	Mangelfuld	Mangelfuld
Søbredder med småurter (3130)	Erstattelighed	Betinget, svært	Betinget, svært	Betinget, svært
	Hastighed	Ukendt	Ukendt	Ukendt
	Evidens	Mangelfuld	Mangelfuld	Mangelfuld
Kransnålalgesø (3140)	Erstattelighed	Betinget, svært	Betinget, svært	Betinget, svært
	Hastighed	> 5	> 5	3-10
	Evidens	Mangelfuld	Mangelfuld	Mangelfuld
Næringsrig sø (3150)	Erstattelighed	Betinget, let/svært	Let	Let
	Hastighed	> 5	> 5	3-5
	Evidens	Mangelfuld	God	God
Brunvandet sø (3160)	Erstattelighed	Betinget, svært	Betinget, svært	Betinget, let
	Hastighed	> 5	> 5	3-5
	Evidens	Mangelfuld	Mangelfuld	Mangelfuld

I modsætning til de terrestriske naturtyper vil mange vandhuller og søer umiddelbart kunne kompenseres ved at udlægge en eller flere tilsvarende erstatningsbiotoper. Risikoen for negative konsekvenser for biodiversiteten kan mindskes betydeligt ved at begrænse nedlæggelsen af beskyttet natur til de mest næringsbelastede vandhuller. Ved en omhyggelig udvælgelse af erstatningsarealer, vil der kunne etableres nye søer og vandhuller af en tilsvarende eller højere levestedskvalitet inden for et begrænset tidsrum (3-10 år). Mens næringsrige søer i en ringe eller dårlig tilstand kan genskabes på mindre end 5 år, uden større hensyntagen til jordens indhold af næringsstoffer, er det noget vanskeligere at findes egnede erstatningsarealer for de øvrige søtyper. Hvis vandets kvalitet (indholdet af kvælstof og fosfor) er tilstrækkelig god til at opholde en høj gennemsigtighed, også på længere sigt, er det dog muligt at etablere lobelie- og kransnålalgesøer inden for en relativt kort periode (se også case 12 om Filsø i afsnit 3.5.2). Der er dog store usikkerheder forbundet med at sikre og opretholde de helt rigtige økologiske kår i søerne, ligesom der er store geografiske forskelle i mulighederne for at genskabe de mere specielle søtyper.

Studier af råstofsøer, der som udgangspunkt har en ekstremt lav tilgængelighed af næringsstoffer, har således vist, at råstofsøerne ofte har meget klart vand med et lavt klorofylindhold og at der ganske hurtigt etableres en høj dækning af undervandsplanter i de mere lavvandede søer (Søndergaard og Lauridsen 2017a).

Nye vandhuller kan relativt hurtigt fungere som levested for fx padder (se afsnit 3.5.1) og fouragerende andefugle. Det er således veldokumenteret, at rastende og fouragerende vandfugle reagerer hurtigt og talrigt på nyetablerede vandområder i større skala, fx ved Skjern Enge og Egå Engsø (Bregnballe et al. 2013b). Der mangler dog generelt viden om de nye levesteders værdi på længere sigt. Med mindre der er en direkte forbindelse til andre vandsystemer kan det dog tage noget længere tid for fisk og planter (herunder grundskudsplanter som lobelie, strandbo og arter af brasenføde) at indvandre fra og etablere sig i større antal (Søndergaard og Lauridsen 2017a). Nye klarvandede søer etableret på fast sandet bund med et lavt organisk indhold, kan bidrage med gode vækstmuligheder for de følsomme grundskudplanter, der er i tilbagegang i mange af de eksisterende søer (Pedersen et al. 2016).

Forskningsprojekt om nye søers biodiversitet

Gennem de sidste 30 år er der genskabt 50 nye store søer i Danmark med henblik på at fjerne næringsstoffer og mindske belastningen af nedstrøms søer og kystvande (Hansen 2011, 2014). Effekten på både vandkvaliteten og biodiversiteten er dog ikke blevet dokumenteret. Derfor har Aage V. Jensen Naturfond i januar 2017 bevilget midler til forskningsprojektet *Nye søer – design af optimal miljøtilstand og biodiversitet*, hvor forskere fra København, Århus og Odense skal undersøge, hvilke fysiske, hydrologiske og kemiske forhold der betinger udviklingen af et rigt plante- og dyreliv i 30 af de nye store søer (Sand-Jensen et al. 2017).

Egnede arealtyper til udvikling og genopretning af søer og vandhuller

Nye vandhuller og søer etableres bedst på ekstensive græsarealer og kulturenge (der omlægges for hyppigt til at være omfattet af § 3), dyrkede marker med næringsfattig sandet jordbund samt på arealer med blottet mineraljord (fx råstofgrave). Mindre egnede, men også mulige, er uøgdske græsplæner i bynære områder, mens intensive græsarealer og meget næringsrige marker er mindre egnede pga. det høje indhold af næringsstoffer i jordbunden.

5.2.8 Vandløb

Om naturtypen

Vandløb er naturlige økosystemer, som dannes, når vand strømmer gennem landskabet. Vandet stammer dels fra den del af nedbøren, som ikke siver ned igennem jorden og danner grundvand eller når at fordampe, dels fra udsivning af mere eller mindre dybtliggende grundvand.

Vandløb findes i alle egne af Danmark med en naturlig tæthed på ca. 1,5 km / km². Langt de fleste af Danmarks ca. 64.000 km vandløb er skabt ved naturlige processer, men er i dag mere eller mindre modificerede. Hertil kommer et stort antal kunstigt anlagte kanaler og grøfter (Wiberg-Larsen et al. 2011). Knap halvdelen af vandløbsstrækningerne (28.000 km) er udpeget som § 3-beskyttede vandløb, og i vandplanerne er 22.000 km vandløb udpeget som naturlige. De fleste udpegede § 3-vandløb er naturlige vandløb, som kan være enten regulerede eller uregulerede. Nogle kunstigt anlagte grøfter og kanaler er også taget med, fordi de fungerer som væsentlige levesteder og spredningsveje for dyr og planter.

Vandløbene og de vandløbsnære arealer er levesteder for en række arter på habitatdirektivets bilag: Odder, vandflagermus, damflagermus, grøn kølle-guldsmed, laks, havlampret, flodlampret, bæklampret, snæbel, dyndsmerring, pignering, tykskallet malermusling, flodperlemusling og vandranke. Hertil kommer nogle af de fredede padder, der jævnligt færdes ved eller i vandløb. Mulighederne for at etablere erstatningsarealer for disse arter er nærmere beskrevet i afsnit 5.3.

Etablering af nye vandløb

Der er i nyere tid blevet gennemført et stigende antal genopretningsprojekter i danske vandløb, der spænder fra lokale udlægnings af grus til åbning af rørlagte strækninger og genslyngninger. Siden slutningen af 1980'erne er der gennemført en lang række vådområdeprojekter i Danmark (se afsnit 3.5.3), og en del af disse har været ådalsprojekter, hvor der typisk er foretaget en genslyngning af en vandløbsstrækning. Ændringerne i de hydrologiske forhold har ført til en bedre interaktion mellem vandløbene og de vandløbsnære arealer i flere ådale. Da der ikke er foretaget en systematisk registrering af arealanvendelsen i projektområderne, mangler der viden om, hvor mange nye vandløbsstrækninger og vandløbsnære arealer der er etableret på dyrkede marker.

For hovedparten af vådområdeprojekterne har det primære formål været at nedbringe næringsbelastningen, og projektområderne har derfor været udvalgt med henblik på størst mulig omsætning af kvælstof og i de seneste år også deponering af fosfor. En mindre del af vådområdeprojekterne har haft naturgenopretning som det primære formål. Det gælder især projekter for naturforvaltningsmidlerne (fx Gelså og Brede Å) og LIFE (fx Skjern Å, Odense Å og Varde Å), men også en del af projekterne i den særlige vand- og naturindsats har karakter af naturgenopretning (fx Kastbjerg Ådal). I disse projekter har fokus været på at genskabe de naturlige hydrologiske forhold og at optimere udviklingen af artsrige levesteder blandt andet ved at begrænse tilgængeligheden af næringsstoffer. Der er endvidere gennemført en lang række mindre genopretninger af vandløbsstrækninger i kommunerne.

Der er generelt mangel på detaljeret dokumentation af, hvilke virkemidler der er anvendt i de enkelte naturprojekter, og der er kun undtagelsesvis foretaget en dokumentation af hvorvidt der er skabt passende habitater for de sjældne og truede vandløbsarter.

Udvikling af erstatningsnatur

Selvom fokus på restaurering af vandløb er blevet større og større, er der stadig et gabende hul i den opfølgende overvågning af genopretningsprojekternes succes. Uden en opfølgende overvågning er det umuligt at evaluere, om et genopretningsprojekt har været en succes, og dermed kan restaureringen af vandløb ikke forbedres (Kondolf 1995). Ser man på den internationale litteratur inden for området, findes der nogle, men stadig få sådanne opfølgninger.

Et amerikansk forsøg (Purcell et al. 2002) undersøgte en genoprettet vandløbsstrækning på 70 m, som gik fra at være rørlagt til at blive åbnet op. Makroinvertebratsamfundet blev undersøgt hhv. et og tre år efter genopretningen. Derudover blev makroinvertebratsamfundet undersøgt på en opstrøms liggende strækning, som ikke var blevet fysisk påvirket af mennesker og derfor fungerede som referencetilstand. Ydermere undersøgte de også en nærliggende genoprettet vandløbsstrækning, som 10 år forinden var blevet åbnet. I løbet af de tre år var antallet af makroinvertebratsfamilier på den ny-genopret-

tede strækning steget fra syv til 19, hvoriblandt antallet af EPT-arter (døgnfluer, slørvinger og vårfluer) også var steget. Derudover var taxarigdommen nået op på samme niveau som den 10 år gamle genoprettede strækning, som anses for at have opnået de bedste mulige forhold. Dog fandt de, at kun én ud af 12 Trichoptera-arter havde spredt sig fra den opstrøms liggende referencetrækning til den genoprettede strækning, hvilket højst sandsynligt skyldtes, at vandløbet stadig var rørlagt før og efter den genoprettede strækning samt den korte længde på den genoprettede strækning (70 m).

Neale og Moffett (2016) undersøgte makroinvertebratsamfundet på to genoprettede 90 m lange strækninger i New Zealand, som begge havde været rørlagt. Genopretningerne bestod ud over åbningen også af udlægning af sten, grus, ved og silt samt beplantning af brinkerne og det ripariske område. Opstrøms begge strækninger lå naturlig skov, som fungerede som kildepopulation for makroinvertebrater og andre organismer. Før åbningen af de to rørlagte strækninger blev der fundet 24 forskellige makroinvertebrattaxa, mens der et år efter åbningen blev fundet i alt 63 forskellige taxa på de to strækninger, hvoraf otte var EPT-taxa (døgnfluer, slørvinger og vårfluer).

Flere forsøg er blevet lavet for at undersøge rørlagte vandløbsstrækningers betydning for makroinvertebraters bevægelse i et vandløbssystem. For at modvirke den naturlige drift i strømmens retning bevæger nogle vandløbsinsekter sig opstrøms i vandløbet. Oftest vil den opstrøms vandring være relativ kort – under 300 meter – dog kan distancen være længere, hvis vandringen sker i det voksne, luftbårne stadie. En kort rørlagt strækning vil derfor ikke nødvendigvis fungere som en spærring, dog vil den heller ikke kunne fungere som habitat for ret mange makroinvertebrater. En lang rørlagt strækning vil derimod fungere som en spærring for makroinvertebraternes spredning (Vaughan 2002). Organismegrupper som eksempelvis fisk, som er bundet til vandspredning, er mere sårbare over for rørlagte vandløbsstrækninger, da de er afhængige af faktorer såsom vanddybde. Hvis der ikke er mulighed for at åbne en rørlagt vandstrækning, kan der i stedet laves en fisketrappe eller et omløbsstryg, hvilke specielt kan gavne fiskenes opstrøms vandring. I et new zealandsk forsøg blev der påvist en stigning i artsrigdom for fisk på 80 %, efter at en fisketrappe blev etableret ved siden af en rørlagt strækning. Den totale densitet af fisk opstrøms den rørlagte strækning steg med 45 %. Dog viste forsøget også, at svagt-svømmende fiskearter stadig havde svært ved at passere strækningen, da kun 27 % kom op af trappen (Franklin og Bartels 2012). Tiltag som fx fisketrapper kan altså både sortere i, hvilke organismegrupper der har lettest ved at passere strækningen, og hvilke arter af organismegrupper der kan. Det kan føre til en unaturlig selektion blandt arterne og organismegrupperne.

I en new zealandsk undersøgelse fandt (Blakely et al. 2006), at mængden af makroinvertebrater faldt opstrøms en 22 m lang rørlagt strækning. De fandt også, at jo flere rørlagte strækninger (under veje), der lå i træk, jo færre makroinvertebrater fandt de opstrøms de rørlagte strækninger.

Der ses generelt en hurtig genindvandring af vandløbsorganismer, hvor der inden for de første tre år sker en øgning i mængden af både makroinvertebrater og fisk ((Purcell et al. 2002); (Franklin og Bartels 2012, Neale og Moffett 2016)). Der har imidlertid i flere af genopretningsprojekterne været fokus på, at der skulle være en mulig kildepopulation opstrøms de genoprettede strækninger. Dette er et vigtigt element i genopretningen, da organismerne dermed ikke skal vandre langt for at indtage det nye habitat. Da størstedelen af de

internationale genopretninger er foretaget i urbane vandløb, har afvandingsinteressen ikke været lige så stor, som den må tænkes at være i danske vandløb med et opland præget af landbrug. Dette kan også have betydning for, hvilke arter der genindvandrer og overlever på strækningerne.

Helt overordnet kan risikoen for negative konsekvenser for biodiversiteten mindskes betydeligt ved at begrænse arealinddragelsen til vandløb, der er massivt påvirkede af menneskelige aktiviteter som fx udretning, rørlægning, grødeskæring, spærringer, vandindvinding og /eller udledning af spildevand.

Foto 3.9.1. Vandløb med vandplanter (3260) i Kastbjerg Å. Ved genopretning af vandløb er det væsentligt om der opstrøms findes arter, der kan sprede sig i vandløbet, når forholdene forbedres.
Foto: Ole Munch Johansen.



5.3 Muligheder for udvikling af levesteder for specifikke arter

Med mere end 37.000 danske arter (www.allearter.dk) er det ikke muligt at beskytte alle arter lige godt, og i Danmark er naturbeskyttelsen derfor primært målrettet mod arternes levesteder. Det gælder eksempelvis den generelle beskyttelse af enge, moser, overdrev, heder, strandenge og vandhuller i naturbeskyttelseslovens § 3, beskyttelsen af bilag IV-arters yngle- og rasteområder, bl.a. efter EU's habitatdirektiv og naturbeskyttelseslovens § 29 a, samt beskyttelsen af 59 danske naturtyper i EU's habitatdirektiv og ca. 100 arter i Natura 2000-områderne. Tilstanden, udbredelsen og arealet af levestederne hører således til blandt de vigtigste indikatorer for biodiversiteten.

Ved en forringelse af et levested, eksempelvis ved næringsbelastning, omlægning og afvanding, vil de sjældne og truede arter typisk forsvinde og erstattes af almindelige, konkurrencesterke, næringselskende og tilpasningsdygtige arter, og naturtilstanden vil falde. Det antages, at de truede og uerstattelige elementer af biodiversitet overvejende forekommer på arealer med en høj naturtilstand – det vil sige arealer, som ikke viser tegn på at være dyrket, drænet, næringsbelastet, tilsået, tilplantet eller udsat for intensiv landbrugsmæssig eller forstlig drift.

Den arealbaserede tilgang har især begrænsninger i forhold til vurdering af levesteder for mobile og /eller kortlivede arter, som er afhængige af ressourcer, der ikke nødvendigvis er bundet til et levested, men til et varieret landskab eller til en rumlig og tidlig dynamik i ressourcerne. Det gælder eksempelvis for kirkeuglen, som har brug for smådyr til ungerne i yngletiden, rødlig perlemorssommerfugl, som kræver varme skovlysninger med blom-

strende urter og rigelige forekomster af violer som foderplante, eller priksvamp, som kræver kontinuert tilførsel af hestepærer, hvor svampen kan spire og gro.

En række arter af dyr og planter er fredede i Danmark. For disse arter er det væsentligt, at den enkelte arts habitatkrav imødekommes. Mange arter stiller forskellige krav til levestedet i de enkelte faser af artens livscyklus. Der kan også være særlige faktorer eller samspil mellem faktorer på et eller flere levesteder, som er afgørende. Det optimale for bevaring af arterne vil være, at man sikrer og forbedrer de eksisterende levesteder. Hvis dette ikke er muligt, og man etablerer erstatningsnatur et andet sted, er det vigtigt, at denne etableres i god tid, inden der nedlægges et levested. En lang række arter vil hurtigt kunne kolonisere det nye levested, mens andre ikke vil have samme mulighed herfor. De fleste overvejelser, der knytter sig til genskabelse af naturtyper, gælder også for genskabelse af levesteder for specifikke arter (se kapitel 5.2).

Nedenfor beskrives krav til levestedet for arter på habitatdirektivets bilag II og bilag IV, og der gives en kort status for arternes udbredelse. For de arter og artsgrupper, hvor der er danske erfaringer med etablering af levesteder, gives en beskrivelse af disse erfaringer. For de fleste artsgrupper er der ikke sådanne erfaringer, eller de er ikke umiddelbart tilgængelige. Artsgrupperne indledes med korte generelle afsnit, og for padderne gives der også for de enkelte arter en vurdering af, hvor lang tid i forvejen et erstatningsvandhul skal etableres, før et levested for arten nedlægges.

5.3.1 Padder

Der er opnået betragtelig erfaring med etablering af nye ynglesteder for sjældne padder i Danmark. Samtidig er padderne den gruppe af beskyttede arter, hvor etablering af nye levesteder har vist de bedste resultater. Vejdirektoratet har således udarbejdet en rapport, der beskriver best practice for etablering af nye ynglesteder for padder (Fog et al. 2015). Nedenstående beskrivelse er i al væsentlighed en opsummering af disse erfaringer. På trods af de mange praktiske erfaringer er det vanskeligt at beskrive de helt præcise krav til vandhullers form, omgivelser, etablering osv., der sikrer, at vandhullet i alle tilfælde vil komme til at virke som et velfungerende ynglested. Nedenfor gives en række generelle betragtninger om mulighederne for at etablere nye levesteder for sjældne padder. Derefter følger artsspecifikke afsnit for stor vandsalamander, klokkefrø, løgfrø, løvfrø, spidssnudet frø, springfrø, butsnudet frø, strandtudse og grønbroget tudse.

Erstatningsvandhuller bør altid etableres i god tid, inden de gamle vandhuller nedlægges, således at de nye vandhuller fungerer som ynglested, når de gamle nedlægges. I afsnittene om de enkelte arter angives et minimum antal år. Der vil altid være en risiko for, at etableringen af et nyt vandhul som levested for padder mislykkes. En periode med overlap giver meget bedre mulighed for, at andre dyr og planter fra det gamle vandhul spredes til det nye. Mens især de sjældne tudsearter foretrækker ynglesteder, der endnu har meget sparsom bevoksning, har de fleste arter brug for, at en naturlig bevoksning har indfundet sig, inden de tager vandhullet i brug. Dette går relativt langsomt, hvis man graver et helt nyt vandhul, hvorimod det går hurtigt, hvis man forbedrer et eksisterende vådområde. Hvis man fx oprenser et eutrofieret vandhul eller uddyber en eksisterende våd lavning, vil der i forvejen på stedet være en del frø af vandplanter, som vil spire efter indgrebet og hurtigt danne større bevoksninger. I visse tilfælde kan det være en fordel at overføre planter fra det gamle levested. Det kan evt. være en fordel at overføre paddeæg fra

det vandhul, der ønskes sløjfet, til det nye vandhul. Al håndtering af padder i alle livsstadier kræver dog forudgående dispensation fra artsfredningsbekendtgørelsen.

En forudsætning for, at et vandhul kan fungere som ynglested for padder, er, at fødesøgningsområderne er inden for rækkevidde for padderne. Ynglestedet bør således placeres hensigtsmæssigt i forhold til: eksisterende kendte bestande, nye eller eksisterende barrierer og mulige spredningsveje, fødesøgningsområder, overvintringssteder og skjulesteder.

Padderne vil ofte ret hurtigt finde nye vandhuller etableret i nærheden af eksisterende bestande og kolonisere dem på naturlig vis. Hvor hurtigt det går, afhænger af det nyetablerede ynglesteds placering i forhold til, hvor padderne i forvejen lever og færdes. Forskellige arter har meget forskellig koloniserings-evne. Hvis koloniseringen skal ske inden for nogle få år, vil de mest langsomme arter kræve, at afstanden fra det gamle til det nye levested højst er ca. 200 m. En del arter vil hurtigt kolonisere nye levesteder på afstande op til ca. 1 km, og enkelte arter koloniserer i løbet af en årrække på afstande op til flere km. Som udgangspunkt bør erstatningsvandhuller etableres så tæt som muligt på de, der sløjfes.

For alle paddearter har det en vis betydning, at der eksisterer et netværk af ynglesteder. Der er forskel mellem arterne på, hvor stor afstanden mellem vandhullerne i netværket bør være, og hvor vigtig netværket er i sig selv. Såfremt man vælger at skabe nye levesteder ved at omforme andre vandhuller i nærheden, bør man forinden undersøge dyre- og plantelivet også i disse vandhuller. Det kan fx vise sig, at der allerede eksisterer ynglebestande her af de paddearter, man søger at gavne.

Især de sjældne paddearter stiller krav om ret høj vandtemperatur, hvilket betyder, at vandfladen skal være næsten 100 % soleksponeret, lidt afhængig af arten. Der skal være lavtbevoksede fladvandszoner, som hurtigt kan varmes op af solen om foråret. Vandfladen skal ikke være dækket af vegetation, fx andemad, der skygger for sollyset. Vanddybden bør normalt være maks. 1,5-2 m.

Udsatte vandplanter vil ofte gro ukontrolleret og føre til overskygning af vandfladen. Vandpest udskiller stoffer, som hæmmer andre organismer. Arten fortrænger al anden rankegrøde, og erfaringen er, at haletudserne mangler mulighed for fødesøgning, hvis vandhullet er fyldt op med vandpest. Mange lodsejere ønsker at plante åkander, men det vil som regel føre til, at åkanderne siden breder sig og dækker det meste af vandfladen. Det samme gælder krebsklo.

Afgræsning af selve vandkanten modvirker tilgroning med fx pil, dunhammer og tagrør. Derved sikres lav vegetation i fladvandszonen, dvs. god mulighed for, at solen kan varme de lavvandede partier op. Kun når der er tale om meget store kvægbesætninger, kan det være et problem, at kvæg i stort tal klatter og tisser i vandhullet og dermed eutrofierer vandet, eller at vandhullet lider skade ved optrampning og opmudring. Får og heste forurener som regel ikke vandhullet, men de kan afgræsse kanterne så tæt, at der ikke er skjul tilbage på land til frøerne.

De sjældne arter af padder stiller krav om god vandkvalitet. Tilførsel af gødningsstoffer er generelt skadelig for vandhullernes egnethed for padder. Uden randzone vil gødning kunne skylle ud i vandhullet, hvis der kommer

en kraftig regnbyge kort efter udspreddningen, eller hvis vandhullet går over sine bredder, og der opløses markgødning i vandet. Derfor bør gødskning og sprøjtning udelades inden for en randzone på fx 10 m eller 20 m. Udyrkede randzoner vil dog hurtigt gro til med træer og buske og føre til overskygning af vandhullet, og det er derfor næsten altid nødvendigt, at randzonen plejes med slåning eller græsning. Skulle der ske en tilførsel af foder til vandhullet (fx korn til ænder), vil det betyde tilførsel af meget næringsrigt materiale. Uanset om kornet henligger og rådner i vandet eller ædes af ænder, betyder det en næringsbelastning af vandhullet. Korn tiltrækker desuden rotter, der kan æde padder.

Ænder æder paddernes æg og larver og undertiden de voksne padder. Alle ferskvandsfisk kan enten æde eller skade frøernes æg og haletudser. Små fisk (hundestejler) kan undertiden, men ikke altid, have betydelig indvirkning. Omfanget af den skadelige virkning af små fisk afhænger af mange forhold. Større fisk (karpefisk af enhver slags, fx guldfisk) vil helt kunne udrydde frøerne, medmindre der er tæt vegetation, hvor haletudserne kan skjule sig. Karpefisk vil desuden rode op i bundlaget og forringe vandkvaliteten. Rovfisk (aborrer, ørreder, gedder) tåles slet ikke af padder. Krebs kan potentielt æde frøer i alle livsstadier, men gør det ikke nødvendigvis. Det afhænger af de lokale forhold. I visse tilfælde, hvor krebsene frit formerer sig og aldrig befiskes, vil de kunne udrydde næsten alt plante- og dyreliv i vandhullet.

De forhold, der gavner et vandhuls værdi for padder, vil som regel også være til gavn for næsten alle andre grupper af dyr og planter, som lever i vandet. Der er fx praktisk taget ingen plante- og dyrearter, der begunstiges af, at vandhullet er overskygget af pil, tæt tilgroet med dunhammer eller dækket af andemad. Hvis vandhuller anlægges eller omformes sådan, at de er optimale for de fleste padder, kan der derfor forventes en høj artsdiversitet generelt, især fremmes så godt som alle grupper af vandinsekter. Hvis vandhullet har lav vandstand og meget flade bredder, der går jævnt over i et fugtigt lavbundsområde, og hvis det samtidig er lysåbent, fremmes også visse fuglearter såsom vibe, dobbeltbekkasin, skeand, krikand og atlingand (Fog et al. 2015).

De sjældne tudser strandtudse (*Bufo calamita*) og grønbroget tudse (*Bufo viridis*)

Strandtudse og grønbroget tudse er meget varmekrævende og til en vis grad "pionér-arter", som flytter vandhul fra år til år for hele tiden at yngle i vandhuller i et tidligt tilgroningsstadium. De udkonkurreres ofte af skrubtudser, hvis der er skyggende trævækst i nærheden af vandhullet. Det er derfor nødvendigt at sætte samme krav som for andre paddearter til, at erstatningsvandhullet anlægges i god tid, inden det gamle nedlægges. Det er dog vigtigt, at nedlæggelse af det gamle vandhul, og anlæg af det nye, sker på den rette årstid (august-oktober).

De sjældne tudser kan fouragere op til 3 km fra ynglestedet. Eksempler på fourageringsområder for strandtudse og grønbroget tudse er: Klitområder og strandbredder, afgræssede arealer med kort græs og gerne partier med bar jord som i grusgrave, på havnearealer, grusstier og soleksponerede stensætninger og i haver. På grund af tudsernes store aktionsradius bør erstatningsvandhuller anlægges længst muligt væk fra større trafik anlæg. Vandhullets areal kan være alt fra ganske små pytter og havebassiner på 1-2 m² og op til vandarealer på flere ha.

På den ene side gavnes tudserne af fladvandsarealer med ekstremt lav vanddybde (ned til 1 cm), på den anden side må disse fladvandede partier ikke

tørre for hurtigt ud. For at dette kan lade sig gøre, må der ikke være drænsystemer i omgivelserne.

For strandtudse og grønbroget tudse er det vigtigt, at deres ynglevandhuller ikke bebos af for mange arter, der kan virke som konkurrenter eller rovdyr. En af de vigtigste måder, hvorpå dette kan opnås, er, at vandhullerne jævnligt tørrer ud. Især for strandtudsens kan det være vigtigt, at vandhullet tørrer ud hen på sommeren, dog først efter at dens yngel er gået på land. Som hovedregel bør bredderne være ekstremt flade, især for strandtudsens. Visse steder, fx i grusgrave, kan tudserne dog også yngle, selvom bredderne er ekstremt stejle.

Æg af grønbroget tudse kan klække ved op til 8 promille salt, og haletudser kan overleve ved op til 9 til 10 promille salt. Ved høj saltholdighed er der dog en lavere overlevelse af ynglen, men fordelene er, at konkurrerende paddearter ikke er til stede. Noget lignende gælder for strandtudsens.

Haletudserne er meget udsatte for prædation fra fugle, ikke mindst måger. Hvis en flok måger får øje på haletudserne, kan de blive udryddet totalt. Det kan dog undgås, hvis der i vandet ligger sten, som haletudserne kan søge ind under for at skjule sig for fuglene. Små grupper af store sten på land nær vandkanten er desuden attraktive som dagskjul for tudserne i yngletiden.

Hvis der foretages byggearbejder i nærheden af tudsernes gamle eller nye ynglested, vil de have stor tendens til at søge ud i byggefelterne. Her vil de kunne blive kørt ihjel af maskiner, der kører om natten, eller de vil gemme sig i sandbunker og under genstande, som flyttes eller graves væk næste dag. Erfaringen viser, at dette ofte fører til så stor dødelighed, at hele bestanden uddør. Som hovedregel bør der i disse tilfælde opsættes paddehegn. Det skal sikres, at hegnet er tæt. I visse tilfælde kan det være nok, at der er forbud mod kørsel på byggepladsen om natten, eller at arbejdet kun foregår om vinteren, mens tudserne ligger i vinterhi andre steder. Gravearbejde på de steder, hvor tudserne kan skjule sig, bør mest muligt udføres i perioden august-oktober, hvor det er varmt nok til, at tudserne er bevægelige og måske kan nå at flytte sig væk fra gravemaskinerne. I nogle tilfælde er tudserne allerede på de steder, der senere bliver byggepladser, fx i grusgrave. Det vil da være nødvendigt at flytte dem væk. Dette kræver, at lokaliteten besøges igennem adskillige eller mange nætter, da det normalt ikke vil forekomme, at alle tudser er aktive den samme nat. De fleste individer vil forsøge at vende tilbage over afstande på i hvert fald 5 km, måske mere. Dette må forhindres med paddehegn, enten omkring deres gamle levested (de lukkes ude) eller omkring deres nye levested (de lukkes inde) (Fog et al. 2015).

Stor vandsalamander (*Triturus cristatus*)

Stor vandsalamander yngler i vandhuller af meget forskellig størrelse. Det er ikke unormalt at finde den i vandhuller på under 100 m². Arten er følsom over for forurening eller overskygning af vandhuller og udsætning af fisk. Arten kan findes ynglende i vandhuller under tilgroning, men der skal være mulighed for sol på næsten hele vandfladen, for at bestanden kan klare sig på længere sigt.

Artens levesteder på land ligger oftest nær vandhullet, hvor der er gode skjulesteder, gerne med store mængder dødt ved under naturligt henfald. Rastestederne er oftest knyttet til skov og menneskeboliger. Størstedelen af bestanden opsøger terrestriske levesteder inden for få hundrede meter fra ynglestederne (Frisenvænge og Hesselsøe 2007).

Stor vandsalamander nyder gavn af de vandhulsprojekter, der udføres for andre paddearter, og den vil typisk være i fremgang i områder, hvor der etableres mange nye vandhuller. Arten indfinder sig ofte, når nye vandhuller graves, eller eksisterende vandhuller renses op. Modsat vil arten gå tilbage i områder uden etablering af nye vandhuller, og hvor der sker en tilgroning og eutrofiering af eksisterende vandhuller (Frisenvænge og Hesselsøe 2007, Søgaard et al. 2016). For at sikre vandhullernes funktion som ynglested for stor vandsalamander, der har en lang larveperiode, er det en fordel, hvis de er permanente eller sjældent udtørre. Kunstige overvintringssteder bygget af stammer og sten pakket med løs jord og overdækket med græstørv og mos har vist sig at bidrage til at opretholde bestande af stor vandsalamander i England (Neave og Moffatt 2007). Omvendt viste et sammendrag af engelske undersøgelser, at der ikke er evidens for, at bestande kan opretholdes alene gennem nyetablering af vandhuller (Lewis 2012). Data til at vurdere effekten af nyetablering af levesteder er dog stærkt begrænset af, at bestandene kun overvåges efter etablering i meget få projekter (Sutherland et al. 2017).

Nyetablerede vandhuller er typisk egnede som ynglested for stor vandsalamander efter nogle år. Som minimum skal der være tid til, at vandhullet koloniseres af forskellige smådyr, som er føde for salamanderlarverne. Der er dog set tilfælde, hvor stor vandsalamander ynglede i det første år efter etablering af vandhullet. Flytning af vegetation fra eksisterende lysåbne søer i området til erstatningsvandhuller kan fremskynde koloniseringen. Den flyttede vegetation skal omfatte arter, der kan fungere som æglægningssted for salamandre, dvs. arter med blade under eller omkring vandlinjen.

De fleste individer af stor vandsalamander bevæger sig ikke ret langt omkring, men nogle få kan vandre op til ca. 1 km væk. Hvis et nyt vandhul ligger mere end 200 m fra et eksisterende, må sandsynligheden for, at nogle individer finder og koloniserer det allerede i løbet af et år, regnes for ret lille. På lidt længere sigt er sandsynligheden for kolonisering meget større. For at sikre kontinuitet i bestanden kræves der derfor en længere overlapsperiode, fra det nye vandhul anlægges, til det gamle nedlægges. Der kan dog gå tre til fem år, før et nyt vandhul bliver egnet som ynglested for stor vandsalamander.

Skov er den vigtigste fødesøgningsbiotop, men hvis vandhullet ligger inde i skov, kan det være svært at håndtere problemer med skygge og bladnedfald. Vandhuller kan dog anlægges i lysninger i løvskove. Fødesøgningsområder for stor vandsalamander består overvejende af gammel skovbund med varieret struktur, lavvandede moser, sumpe og vådområder, levende hegn, sten- og jorddiger, kvasbunker, mosaik af lysåbne og løvtræsbevoksede partier på overdrev og andre ekstensivt udnyttede græsarealer, samt gamle haver og lignende. Jo kortere afstanden er til et godt fødesøgningsområde, jo større en bestand vil der kunne yngle i vandhullet. De fleste individer bevæger sig kun 50-100 m væk fra ynglevandhullet. Vandhullet bør indgå i et netværk af yngle- og rastesteder.

Store og livskraftige bestande af stor vandsalamander findes i de lidt større vandhuller, men salamandrene kan fint udnytte vandhuller på 100 m² eller derunder, såfremt de holdes lysåbne. De helt små vandhuller gror let til og mister derfor deres funktion som ynglesteder, hvis der ikke udføres kontinuerlig pleje, mens de lidt større vandhuller oftest kan fungere i mange år som ynglesteder uden regelmæssig pleje. Det samlede areal af erstatningsvandhuller skal altid være større end det areal, som skal erstattes, hvis den økologiske funktionalitet skal sikres.

Solbeskinnede vandhuller er en betingelse for, at vandet opvarmes tilstrækkeligt til, at yngel kan gennemføres. Desuden er sol nødvendig for at skabe en vegetation i vandhullet, hvor larverne kan ernære sig. Nogle paddearter kræver fuld sol på vandet, men for stor vandsalamander kan skygge i begrænset omfang dog accepteres. Hvis den skyggede andel når op på 50 % af vandfladen, må man regne med nedsat eller manglende ynglesucces.

Vandhullet bør have flade bredder og lavvandede partier. Dybden i øvrigt bør i hovedreglen være mellem 50 til 200 cm. Det er optimalt, at der i et område findes både sommerudtørrende, tidvise vandhuller og lidt dybere vandhuller, som aldrig eller kun sjældent udtørre. Erfaringsmæssigt trives arten bedst i vandhuller på mineralsk bund. Jo renere vandet er, jo højere ynglesucces har arten som regel. Opslæmmet eller opløst organisk materiale i vandet, hvad enten det er fra tørv eller slam, giver erfaringsmæssigt dårlige betingelser. Desuden er tilførsel af gødningsstoffer skadelig, da det bevirker en fremadskridende eutrofiering år for år. Opslæmmet mineralsk materiale (mudder, ler) kan derimod være gunstigt, da det beskytter larverne mod at blive opdaget af rovdyr.

Stor vandsalamander er mere afhængig end de fleste andre paddearter af, at der er gode fourageringsområder nær ved vandhullet.

Vandhuller med en velfungerende ynglebestand af stor vandsalamander har som regel en høj diversitet af dyreliv i øvrigt, herunder vandinsekter og andre padder.

Klokkefrø (*Bombina bombina*)

Næsten samtlige forekomster i Danmark af klokkefrøen er i habitatområder, hvor klokkefrøen står på udpegningsgrundlaget. Det betyder derfor, at tilstedeværelse af klokkefrø er et primært mål i områdets forvaltning, og at nedlæggelse af vandhuller med klokkefrø normalt ikke kan tillades.

Klokkefrø er meget afhængig af vandkvaliteten i såvel yngle- som fourageringsvandhuller. Der skal således findes lavvandede vandhuller, som ikke tørrer ud hen over sommeren. Samtidig er det vigtigt, at der i tilknytning hertil findes dybere permanente vandhuller, hvor den kan søge føde. Prædation fra fisk på yngel og fra hejrer på voksne individer kan undertiden være en trussel for lokale bestande. Desuden trives arten bedst, hvor omgivelserne er ekstensivt græssede arealer eller overdrev, gerne med en udyrket bræmme omkring det enkelte vandhul (Briggs et al. 2007).

Udsætninger af klokkefrø på Svinø (2004-2009) ved Vordingborg, som var levested for arten frem til 1975, har ikke været nok til at danne grundlag for nye bestande af klokkefrøer (Søgaard et al. 2016). [Se endvidere LIFE rapport: <http://naturstyrelsen.dk/media/nst/66896/LIFEBombina.pdf>]

For at klokkefrøerne kan trives og overleve, bør der langs bredderne findes en sammenhængende, lav vegetation, hvor frøerne kan skjule sig for rovdyr. I nye, bare vandhuller vil de være meget udsatte for prædation fra fx hejrer. Vandhuller til klokkefrø bør derfor anlægges tre-fem år, før de skal bruges af frøerne.

Ynglesteder for klokkefrø skal være lysåbne, og tilgroning med skyggende vegetation skal forhindres. Som hovedregel bør vandhullerne ligge i græsningsfolde, helst med helårsgræssende kvæg, da belastningen af vandhullerne med opmudring bliver mindre i den periode, hvor klokkefrøerne er i

vandet (Fog et al. 2015). Desuden skal der være mulighed for, at vandstanden kan svinge naturligt med årstiden og fx tillade store forårsoversvømmelser. Omgivelserne kan dog også være eksempelvis dyrkede marker, men i så fald kræves det, at vandhullet afskærmes effektivt med brede randzoner ud mod marken.

Klokkefrøen er mere varmekrævende end de fleste andre arter, og vandet skal kunne blive varmt allerede i begyndelsen af maj. For at hunnerne om foråret kan modne deres æg i ovarierne, er det især vigtigt, at der findes en zone med ganske lavt vand, som ikke er overskygget og hurtigt bliver varmet op af solen. Tilstedeværelsen af store, fladvandede forårsoversvømmelser synes at stimulere frøerne til at yngle.

Som hovedregel trives klokkefrøbestande dårligt, hvor der kun ligger ét vandhul, eller hvor alle vandhuller er af samme karakter. Store mængder lavt vand er afgørende for såvel yngle- som fødesøgningsmuligheder for klokkefrø. Der skal være et netværk af nærliggende vandhuller, hvoraf nogle er små, andre store, nogle flade, andre dybere, nogle udtørrende, andre permanente. I våde år vil klokkefrøerne opsøge nyopståede, fladvandede oversvømmelser, og hvis disse holder vand længe nok, vil der her være stor ynglesucces, større end i permanente vandhuller. Det kan være det afgørende bidrag til, at der netto produceres et overskud af yngel. På den anden side er dyrene nødt til at have andre steder at opholde sig i tørre år. På kystnære lokaliteter kan svingende saltholdighed have betydning for klokkefrøernes valg af vandhul i det enkelte år.

Der kan langs bredderne være en delvis åben sumpvegetation, der giver en mosaik af skjulesteder og varme, lavt bevoksede åbninger. Højere sumpvegetation giver for meget skygge i den fladvandede bredzone, og stængler af dunhammer, søkogleaks og tagrør har som regel ikke den rette type af belægninger af mikroorganismer til haletudsernes ernæring. Derimod er stænglerne af pindsvineknop og andre endnu lavere planter ofte udmærkede fødesøgningssubstrater for haletudserne, og disse planter sænker heller ikke vandtemperaturen så meget.

Erfaringen viser, at klokkefrøer kun yngler i vandhuller på ler. Det forekommer, at arten yngler i vandhuller på sandbund, men det er ikke almindeligt, og det sker hovedsagelig, hvis der er et højt kalkindhold i jordbunden (fx nær kysten), eller hvis der er noget ler i bunden af vandhullet. Det forekommer, men kun sjældent, at klokkefrøen yngler i vandhuller i enge eller moser på tørvebund, og igen er det mest i tilfælde, hvor der er et højt kalkindhold i tørven.

Hvis omgivelserne er dyrket mark, skal der være en udyrket randzone omkring vandhullet. Det er skadeligt, hvis vandhullet tilføres store mængder gødningsstoffer fra det omkringliggende landbrugsland.

Løgfrø (*Pelobates fuscus*)

Løgfrø yngler i et bredt spektrum af lavvandede vandhuller og vådområder, lige fra helt små vandsamlinger til søer og moser på flere hektar. Temporære vandhuller og oversvømmelser kan også være vigtige yngleområder for arten, forudsat at de holder vand frem til midt på sommeren. Uden for yngletiden opholder arten sig på arealer med løs, sandet jord og lavtvoksende vegetation. Løgfrø raster typisk inden for en radius på ca. 500 m fra ynglevandhullet (Christensen 2007a). Arten anses for at have en relativ dårlig spredningsevne og klarer sig dårligt i intensivt udnyttede landskaber (Elmeros et al. 2012). Den er sårbar over for forringelser af såvel yngleområder som reduktion i udstrækningen af egnede levesteder på land.

Den naturlige udbredelse for løgfrø omfatter det meste af Danmark, men den mangler så vidt vides på Bornholm og Fyn. I Jylland er den sjælden længst mod vest. Den kendes kun fra få af de mindre øer (Fanø, Als, Nekselø, Amager). Løgfrø gik meget stærkt tilbage igennem 1900-tallet. I Østdanmark er der kun relativt få bestande tilbage, og de er små. Mange af disse steder er der gjort en aktiv indsats for at forbedre eksisterende vandhuller og grave nye. I Jylland er der større sammenhængende forekomster nogle få steder, såsom et område i det vestlige Sønderjylland og omkring Viborg. Men ellers er der også her tale om isolerede bestande, der hver for sig kun omfatter få ynglevandhuller (Elmeros et al. 2012).

Overvågningen i NOVANA i 2011-2015 viser en bemærkelsesværdig fremgang – både hvad angår antal af lokaliteter og kvadrater med forekomst af arten, ikke mindst i den kontinentale biogeografiske region, hvor arten har mere end fordoblet sin udbredelse. Der findes nu større sammenhængende forekomster af arten i både Nord-, Øst-, og Sydvestjylland samt i Nordsjælland, mens der er nye forekomster i både Vest- og Østjylland samt på Sydsjælland og Lolland. Det er umiddelbart ikke muligt at pege på, hvilke faktorer der ligger til grund for den meget positive udvikling, men det understreger, at der tilsyneladende er mange egnede ynglehabitater for løgfrø spredt rundt i landet (Søgaard et al. 2016).

Der er dermed grund til at tro, at løgfrø kan etablere sig i nygravede vandhuller, men om disse alene kan opretholde levedygtige bestande er endnu uvist.

Løgfrø kræver, at den nye lokalitet er veletableret med vegetation. Derfor skal der sikres mindst to års overlap, hvis man overvejer at nedlægge eksisterende ynglesteder for denne art. Hvis afstanden til et eksisterende ynglested er over ca. 200 m, bør det nye erstatningsvandhul anlægges endnu tidligere, og en kolonisation bør registreres, inden det gamle ynglested nedlægges. Det er en mulighed at anvende opdræt og flytning til sikring af kolonisering af erstatningsvandhuller. Løgfrø er dog en af de paddearter, som kræver størst ekspertise at håndtere i forbindelse med opdræt og flytning (Fog et al. 2015).

Løgfrøer yngler normalt i vandhuller placeret i åbent land, fx på udyrkede, åbne arealer, i græsningsfolde samt på eller ved dyrkede marker. Det er sjældent, at løgfrøer yngler i vandhuller i skov, og sådanne vandhuller er som regel svære at få til at fungere på grund af skygge og bladnedfald.

Fødesøgningsområder for løgfrø er udyrkede eller ekstensivt udnyttede sandjorder, overdrev, gravhøje, randzoner med lav urtevegetation, køkkenhaver og lignende steder med løs jord og let jordbehandling. Det er specifikt for løgfrø, at den hovedsagelig søger føde inden for 50 m fra sit ynglevandhul. I nogle egne fouragerer løgfrøer mest på dyrkede marker. Det kan dog være svært at sikre gode levevilkår sådanne steder, og derfor regnes dyrkede marker ikke for egnede fourageringsterræn.

Løgfrøer vil ofte være længe om at finde nye vandhuller, der ligger længere væk end 200 meter fra eksisterende ynglevandhuller. Isolerede forekomster af løgfrø overlever sjældent i en længere årrække i små vandhuller, hvor der ikke sker nogen udveksling af dyr med nabobestande.

Løgfrø kan yngle i vandhuller af vidt forskellig størrelse, men bør som hovedregel have et areal på mindst 500-1.000 m². Der kendes flere isolerede bestande i ynglevandhuller på 1.000-2.000 m², som har overlevet gennem en længere årrække.

Solbeskinnede vandhuller er en betingelse for, at vandet opvarmes tilstrækkeligt til, at æg kan klækkes. Desuden er sol nødvendig for at skabe en vegetation i vandhullet, hvor haletudserne kan ernære sig. Løgfrøen yngler både i sommerudtørrende, temporære vandhuller og i dybere vandhuller, som aldrig eller kun sjældent udtørre. Vandhullet bør have flade bredder og både lavvandede partier og områder med en dybde på mellem 50-200 cm. Æggene lægges især omkring plantestængler og ved nedfaldne eller oversvømmede grene 20-30 cm under vandoverfladen.

Der bør udlægges en randzone omkring vandhullet, da værdien af vandhullet som yngle- og rasteområde for løgfrø ellers oftest vil være lille. Randzonen kan enten være dyrkningsfri eller ekstensivt udnyttet med let jordbehandling og fravær af gødskning og sprøjtning. Hvis vandhullet tilføres landbrugskemikalier fra omgivende marker, kan det være til skade. Især er tilførsel af gødningsstoffer skadelig, eftersom det bevirker en fremadskridende næringsbelastning.

De forhold, der gavner et vandhuls værdi for løgfrø, vil som regel også være til gavn for næsten alle andre grupper af dyr og planter, som lever i vandet, bortset fra fisk (Fog et al. 2015).

Løvfrø (*Hyla arborea*)

Løvfrø yngler i mange forskellige typer af vandhuller og vådområder, men foretrækker lavvandede temporære vandhuller og oversvømmelser på afgræssede arealer. Uden for yngletiden opholder løvfrø sig især i levende hegn, krat og skovbryn. Løvfrø forekommer naturligt i det sydøstlige Jylland samt på Als, Sydsjælland, Lolland og på Bornholm i den kontinentale region. Der findes udsatte bestande ved Århus, og i 2004 blev der registreret en nyintroduceret bestand på Fyn (Elmeros et al. 2012, Søgaard et al. 2016). Løvfrøen har en god spredningsevne og er i stand til at kolonisere nye vandhuller op til flere kilometer væk fra eksisterende, livskraftige bestande (Hels og Fog 1995). Langt de fleste individer kan leve inden for en afstand på blot 100 m fra ynglestedet, såfremt der er tilstrækkeligt med egnede rasteområder (Christensen 2007b).

Løvfrøen er effektiv til at kolonisere nye vandhuller og kan ofte med stor succes yngle i helt nyopståede vandhuller og oversvømmede områder. Løvfrøer færdes mest inden for ca. 400 m fra ynglevandhullet. De vil derfor ofte være relativt lang tid om at finde nye vandhuller, der ligger længere væk end dette. Nye vandhuller, som skal erstatte eksisterende, kan derfor i nogle tilfælde anlægges blot et år, før de gamle vandhuller fjernes. Hvis afstanden til det gamle vandhul er mere end 400 m, bør det nye vandhul anlægges mindst to år, før det gamle nedlægges. Det kan være en fordel at lave trædestensvandhuller mellem det vandhul, der ønskes nedlagt, og nye vandhuller for at sikre en effektiv spredning. Perioden med overlap kan reduceres, hvis man aktivt flytter dyrene.

Løvfrøer kan vandre over åbent terræn, men sandsynligheden for, at de når frem til andre vandhuller, er større, hvis der er linjeformede fourageringsområder, der fører i den ønskede retning. Nyplantede ledelinjer bør etableres med hjemmehørende buske som hvidtjørn, slåen, gedeblad, hunderose, hassel og brombær samt træer som ask, eg og rødél. Specielt i nyetablerede ledelinjer bør der udlægges skjulesteder i form af stendynger og træstød. Ved udbygning af eksisterende ledelinjer kan det fx ske ved at anlægge brombær- og tjørnekrat udvalgte steder.

Løvfrøer foretrækker vandhuller i åbent land, gerne i afgræssede folde. De kan dog også anlægges i lysninger eller ved retablering af afvandede moser i løvskove, forudsat at der ikke står høje træer nær vandfladen. Større træer giver et stort løvfald, som danner dynd i vandhullet og efterhånden gør det uegnet som ynglested.

Fødesøgningsområder for løvfrø er overvejende forskellige typer sydvendte krat i levende hegn, skovbryn, på skråninger og i spredte bevoksninger på overdrev og andre græsarealer. Løvfrø raster og søger føde oppe i vegetationen. Arten foretrækker ofte at raste og søge føde i brombærbuske. Etagerede og rumlige brombærkrat samt blandede krat af hvidtjørn, slåen, gedeblad, hunderose, hassel og brombær udgør det ideelle sommeropholdssted og rasteområde for løvfrø. Størstedelen af en bestand af løvfrøer søger føde inden for en afstand på ca. 100 m fra vandhullet, såfremt der er tilstrækkeligt med egnede fødesøgningsområder, men kan søge føde i buske og træer op til 1.000 m fra ynglestedet.

Erfaringen viser, at isolerede løvfrøbestande undertiden godt kan overleve i længere tid i vandhuller på 300 m² eller derunder, men ynglehabitaterne bør som hovedregel anlægges med arealer på mellem 300 til 1.000 m² eller mere.

Solbeskinnede vandhuller er en betingelse for, at vandet opvarmes tilstrækkeligt til, at løvfrøer kan yngle. Desuden er solindstråling nødvendig for at skabe en vegetation i vandhullet, hvor haletudserne kan ernære sig. Sol er særligt væsentlig for løvfrø sammenlignet med andre paddler. Æggene lægges som regel under vandoverfladen i flydebladsvegetation, fx vandranunkel sp. i vandhullets lavvandede partier. Det er optimalt, at der i et område findes såvel sommerudtørrende, temporære vandhuller som lidt dybere vandhuller, der aldrig eller kun sjældent udtørre.

De forhold, der gavner et vandhuls værdi for løvfrø, vil som regel også være til gavn for næsten alle andre grupper af dyr og planter, som lever i vandet, bortset fra fisk (Fog et al. 2015).

Spidssnudet frø (*Rana arvalis*)

Spidssnudet frø yngler i mange slags vådområder som fx ganske små vandhuller, langs bredden af store søer, helt overskyggede ellesumpe og helt lysåbne vandhuller. Uden for yngletiden opholder den sig i enge og moser, men forekommer i øvrigt i et bredt udsnit af naturtyper.

Spidssnudet frø er vidt udbredt og almindelig i hele Danmark bortset fra Bornholm og en række mindre øer. Arten var i betydelig tilbagegang igennem 1900-tallet. Spidssnudet frø synes fortsat at være i stærk tilbagegang på Fyn, Lolland-Falster og Sydsjælland samt i store dele af Østjylland. I disse landsdele kan man forvente, at forekomstområdet også i fremtiden vil indskrænkes, selvom årsagerne ikke er kortlagt til bunds (Søgaard et al. 2016).

Erstatningsvandhuller bør anlægges mindst ét og helst to år, før et eksisterende ynglested for spidssnudet frø nedlægges. Det skal dog sikres, at et erstatningsvandhul har en rimelig økologisk funktion for spidssnudet frø, inden det eksisterende ynglested nedlægges. Spidssnuded frøer færdes mest inden for 200 m fra vandhullet, og de vil derfor ofte være relativt længe om at finde nye vandhuller, der ligger længere væk end dette. Derfor anbefales et større overlap (mindst to år) for erstatningsvandhuller, der etableres mere end 200 m fra det ynglested, der nedlægges. Spidssnudet frø kan yngle i vandhuller næsten uden vegetation, men i disse vandhuller er de ekstremt sårbare

over for prædation fra hejrer, som i værste fald helt kan udrydde bestanden af voksne frøer (Fog et al. 2015). Det er muligt, at prædationen kan begrænses, fx ved at udlægge skjul på søbunden, så hejrerne ikke kan komme til.

Spidssnudet frø kan yngle i vandhuller i skov, men det er sværere at få sådanne vandhuller til at fungere end vandhuller i åbent land. Det kræver, at der ikke er høje træer, der skygger for vandfladen. Desuden kræver det, at der ikke er stort nedfald af blade i vandet om efteråret. For at undgå det bør der mellem de nærmeste træer og vandhullet være en vegetation, der bremser bevægelsen af nedfaldne blade. Det kan eksempelvis være et stykke skoveng, der er bredt nok til, at blade stort set ikke blæser hen over de, eller et skovbryn af tætte buske, som kan opfange blade fra de større træer bagved (Søgaard et al. 2016).

Fourageringsområder for spidssnudet frø vil som regel være udyrkede områder, fx eng, mose og hede, græsningsfolde, lysåben løvskov, uplejede haver med græsplæner og ubefæstede arealer. Det er specifikt for spidssnudet frø, at den hovedsagelig fouragerer inden for 200 m fra sit ynglevandhul og ofte blot inden for 10 m fra vandhullet. Hvis fourageringsarealerne ligger længere væk, er der en betydelig risiko for, at spidssnudet frø udkonkurreres af fx butsnudet frø. Spidssnudet frø synes at være mere afhængig end de fleste andre paddearter af flere nærliggende vandhuller (Fog et al. 2015).

Spidssnudet frø kan yngle i vandhuller, moser og andre vådområder af vidt forskellig størrelse. Et nyt ynglested, som ikke blot skal have en trædestensfunktion, bør som hovedregel have en størrelse på 500-2.000 m². Solbeskinnede vandhuller er en betingelse for, at vandet opvarmes tilstrækkeligt til, at yngel kan gennemføres. Desuden er sol nødvendig for at skabe en vegetation i vandhullet, hvor haletudserne kan ernære sig. Nogle paddearter kræver fuld sol på vandet, men for spidssnudet frø kan skygge i begrænset omfang (op til ca. 1/3 af vandfladen) dog accepteres, da arten ikke er blandt de mest varme-krævende padder.

For spidssnudet frø har det særlig betydning, at vandhullet har svagt skrånende bredder. Dybden skal være tilstrækkelig til, at udtørring undgås, eller at udtørring tidligst sker midt i juli i år med normal nedbør. Dette vil ofte betyde en dybde på midten på mindst 50-70 cm. Æggene lægges som regel på ret lavt vand (under 40 cm dybde), og haletudserne fouragerer mest på ret lavt vand (under 50 cm dybde). Vandhuller med mindre end 50-70 cm's dybde kan være at foretrække, hvis drænforholdene er sådan, at vandstanden falder meget lidt i løbet af sæsonen, eller hvis det vurderes, at bestanden kan tåle, at ynglesucces udebliver i tørre år, hvis der til gengæld opnås ekstra stor ynglesucces i våde år. Hvis der anlægges mere end et vandhul, vil det give en god sikring af artens levevilkår at etablere både nogle lidt dybere og nogle lidt mere lavvandede vandhuller (Fog et al. 2015).

Spidssnudet frø er mere afhængig end de fleste andre paddearter af, at der er gode fourageringsområder nær ved vandkanten. Derfor er en randzone omkring vandhullet vigtig. Randzonens bredde må afhænge af lokale forhold, herunder om det er muligt, at der kan ske naturpleje af randzonen. Randzonen kan enten være dyrkningsfri eller gødsknings- og sprøjtningsfri. I sidste tilfælde kan der fx være tale om arealer, der udnyttes til græsning.

Vandhuller for spidssnudet frø vil ofte være værdifulde for den øvrige fauna, fx for en del fuglearter og en del arter af vandbiller.

Springfrø (*Rana dalmatina*)

Springfrø yngler især i moderat rene, solbeskinnede og ofte ret dybe vandhuller. Arten er ikke begrænset til en bestemt landskabstype uden for yngletiden. Her er levestederne typisk løvskov, skovbryn, småbiotoper, kystskrænter eller levende hegn med den største bestandstæthed i løvskov.

Springfrø forekommer i Sydøstdanmark. Den findes på Endelave, Fænø, Fyn, Langeland, Bogø, Hjortø, Ærø, Lolland, Falster, Møn og Bornholm samt på den del af Sjælland, der ligger syd for Roskilde og Holbæk. Desuden findes den på Røsnæs og i et område i Nordsjælland nord for Hillerød, hvor den er udsat (Briggs og Damm 2007).

Bestandene i Danmark var i tilbagegang mange steder mellem 1940 og 1980. Bestandene af springfrø er lokalt blevet stabiliseret eller har haft fremgang på grund af anlæggelse af løvfrø- og klokkefrødamme på Lolland, Sydsjælland, Bornholm, Tåsinge og Langeland. I nogle landsdele, bl.a. Lolland, har arten i de seneste årtier spredt sig generelt i landskabet, også hvor der ikke er udført vandhulsprojekter (Briggs og Damm 2007).

Springfrøer bevæger sig langt omkring, og erfaringen viser, at de effektivt koloniserer nye vandhuller på ret stor afstand. Hvis afstanden er meget stor – over 500 m – kan man dog ikke antage, at springfrøerne finder det nye vandhul i løbet af de første år. For at sikre kontinuitet i bestanden er det derfor nødvendigt med en overlapsperiode på mere end to år, fra det nye vandhul anlægges, til det gamle nedlægges.

Selvom springfrøen ofte yngler i vandhuller i skovbryn eller inde i skov og typisk søger føde i skove, viser erfaring, at nye vandhuller placeret i åbent land tæt på løv- eller blandingsskov lettere koloniseres. Det er sværere at få vandhuller i skovbryn/skov til at fungere, hvor høje træer skygger for vandfladen, eller hvor der er direkte nedfald af blade i vandet, eller hvor blade fra nærliggende træer blæser ned i vandet om efteråret.

De bedste fødesøgningsområder er løvskove, især lysåbne løvskove med frodig undervækst af græsser og urter samt mange gemmesteder i form af kvasbunker, brombærtkninger m.m. I mangel af skov kan springfrøen også søge føde i levende hegn og haver, men i så tilfælde kan der kun opretholdes en noget mindre bestand. Enge og lavtliggende græsområder gavner ikke forekomsten af springfrø; tværtimod står den her svagere i konkurrencen med andre arter af brune frøer.

Jo kortere afstanden er til et godt fødesøgningsområde, jo større bestand vil kunne yngle i vandhullet. Indsamlede data viser, at denne effekt er mærkbar, når afstanden mellem skov og ynglevandhul er mindre end 200 m. Hvis afstanden er over 500 m, vil der ofte slet ikke yngle springfrøer i vandhullet.

Vandhullet etableres så vidt muligt, så det indgår i et netværk med flere andre vandhuller, men afstanden mellem disse vandhuller kan godt være ret stor (fx 300-500 m).

Størrelsen af bestanden af springfrøer, der kan yngle i vandhullet, afhænger mere af størrelsen af fødesøgningsarealet i omegnen end af vandhullets areal. Det kan dog ikke anbefales at lave vandhullerne mindre end ca. 300 m². For at opretholde den økologiske funktionalitet bør det samlede areal af erstattelsesvandhuller være større end det areal, som skal erstattes.

Solbeskinnede vandhuller er en betingelse for, at vandet opvarmes tilstrækkeligt til, at yngel kan gennemføres. Desuden er sol nødvendig for at skabe en vegetation i vandhullet, hvor haletudserne kan ernære sig. Springfrø kan dog godt leve i vandhuller med skygge i begrænset omfang (op til ca. 1/3 af vandfladen). Haletudser af springfrø forvandler sig nogle uger senere end haletudser af andre arter af brune frøer. Derfor bør dybden være tilstrækkelig til, at udtørring undgås eller tidligst sker omkring 1. august i år med normal nedbør. Dette vil ofte betyde, at dybden på midten skal være mindst 60-70 cm. Mere fladvandede vandhuller kan være at foretrække, hvis drænforholdene er sådan, at vandstanden falder meget lidt i løbet af sæsonen.

Hvis vandhullet er omgivet af dyrkede marker, anbefales det, at der anlægges en randzone omkring vandhullet, forudsat at dette kan forenes med, at vandhullet forbliver solbeskinneth. Hvis vandhullet tilføres landbrugskemikalier fra omgivende marker, vil det være til skade for springfrø.

Vandhuller med ynglende springfrøer vil ofte have en artsrig flora og fauna, fx af invertebrater.

Butsnudet frø (*Rana temporaria*)

Butsnudet frø yngler i mange forskellige typer af vandhuller og vådområder, lige fra ganske små vandhuller på få kvadratmeter til bredden af store søer og fra helt overskyggede ellesumpe til fuldstændigt lysåbne vandhuller. Uden for yngletiden opholder den sig i mange forskellige habitater som fx moser, enge, græsningsarealer, dyrkede marker og i haver. De fleste individer opholder sig 100-500 m fra ynglevandhullet (Søgaard et al. 2016).

Butsnudet frø er udbredt i hele Danmark – både i den atlantiske og den kontinentale biogeografiske region. Der er dog nogle steder, hvor arten mangler, nemlig Det Sydfynske Øhav, Endelave, Sejerø, Læsø, Lolland, Falster, Møn og Bornholm. Arten gik stærkt tilbage i løbet af 1900-tallet. Dette skyldes især negativ påvirkning af ynglevandhuller i form af opfyldning, dræning, forurening og tilgroning (Søgaard et al. 2016).

Fra England er der evidens for, at etablering af nye vandhuller og restaurering af eksisterende vandhuller forbedrer reproduktionen hos butsnudet frø (Williams 2005). Det skete primært gennem et øget antal ægklumper og gennem brug af et større antal vandhuller. Reproduktion kunne typisk konstateres to år efter etablering af nye vandhuller (Williams 2005).

Strandtudse (*Bufo calamita*)

Strandtudsens yngler i helt lysåbne, lavvandede vandsamlinger, herunder også vandhuller med brakvand, hvilket hovedsagelig er vandsamlinger, som tørrer ud midt på sommeren. Den tåler ikke, at der er for mange andre arter af vandhulsdyr i vandet. Uden for yngletiden raster den især i solåbne områder med tæt eller spredt græsvegetation. Samtidig har de nyforvandlede strandtudser brug for egnede fødesøgningsområder i umiddelbar nærhed af yngleområderne. Endelig er det vigtigt med egnede sprednings- og vandringsveje mellem yngle- og rasteområderne. Sådanne miljøer findes i fugtige klitlavninger og lavvandede områder på afgræssede strandenge, i afsnørede strandsøer samt fugtige lavninger omkring kystlaguner (Adrados 2007, Fog et al. 2015).

Strandtudsens fandtes tidligere udbredt i hele Danmark på nær Læsø og enkelte andre små øer. Igennem 1900-tallet gik den meget voldsomt tilbage i antal individer såvel som antal lokaliteter. De mest udbredte forekomster er i

dag i Limfjordsegnene med tilstødende landsdele, især omkring den vestlige del af Limfjorden. I Østjylland og på Øerne er der mest tale om spredte overlevende bestande hist og her (se dog case om Peberholm, kapitel 3). Arten er helt forsvundet fra store områder af Sjælland (Adrados 2007).

En del steder har strandtudsens formået at kolonisere råstofgrave, især grusgrave, hvilket midlertidigt har givet den nogle faste støttepunkter i indlandet, men efterhånden som grusgravene igen dækkes til, eller gror til, forsvinder arten endeligt fra disse indlandslokaliteter (Søgaard et al. 2016). Nyetablerede vandhuller i kombination med græsning har ført til bestandsfremgang hos bestande af strandtudse på Fyn (Briggs 2004).

De forhold, der gavner et vandhuls værdi for strandtudse, vil som regel være til ugunst for de fleste andre grupper af dyr og planter, som lever i vandet. Der vil dog være arter med specielle krav, fx nogle plantearter, som har gavn af vandhullerne. Hvis vandhullet har lav vandstand og meget flade bredder, der går jævnt over i det omgivende græsareal, vil det være af stor værdi for en del fuglearter, især på strandenge.

Grønbroget tudse (*Bufo viridis*)

Grønbroget tudse yngler oftest kystnært i forskellige typer vandhuller uden vegetation, gerne nyopståede og -etablerede vandhuller. Det kan ofte være vandhuller med brakvand. Uden for yngletiden opholder den sig i mange forskellige lysåbne habitater, ofte i anseelig afstand fra ynglevandhullerne. Det kan være på steder med partier af bar jord, grus eller sand samt ved huse. Den grønbrogede tudses yngle- og rasteområder skal være udsat for en eller anden form for forstyrrelse, for at tudserne kan anvende dem. Forstyrrelsen kan være i form af græsning eller overskylning af strandenge. Denne type forstyrrelse skal fortsættes, hvis yngle- eller rasteområder skal bevares. Hvis levestederne henligger urørte, vil de hurtigt ændre sig på en sådan måde, at tudserne ikke længere kan leve der (Fog 2007).

Grønbroget tudse har en østlig udbredelse og kendes ikke fra Jylland. Den kendes fra en del øer i Kattegat, bl.a. Samsø og Tunø. I øvrigt kendes den fra Fyn, Sjælland, Lolland-Falster-Møn og Bornholm med omgivende øer. Det er dog kun på Lolland, Falster og det vestlige Møn, at arten stadig er vidt udbredt (Fog 2007). På Sprogø er der efter etableringen af Storebæltsforbindelsen sket en positiv udvikling i de nyetablerede områder/vandhuller i tillæg til den allerede eksisterende bestand, således at der i dag findes en bestand på flere tusinde individer, som må anses for en af de største enkeltbestande i Danmark (<http://sundogbaelt.dk/viden-om/tudser/>) (Søgaard et al. 2016).

De forhold, der gavner et vandhuls værdi for grønbroget tudse, vil som regel være til ugunst for de fleste andre grupper af dyr og planter, som lever i vandet. Der vil dog være arter med specielle krav, fx nogle plantearter, som har gavn af vandhullerne. Hvis vandhullet har lav vandstand og meget flade bredder, der går jævnt over i det omgivende græsareal, vil det være af stor værdi for en del fuglearter, især på strandenge.

Krybdyr

Der kendes fem arter af krybdyr i Danmark (almindeligt firben, markfirben, stålorm, snog og hugorm). Alle fem arter er fredede, og markfirbenet er omfattet af habitatdirektivets bilag IV. Specifikke anbefalinger rettet mod markfirben er beskrevet nedenfor, mens de andre arters levesteder kort beskrives her. Almindeligt firben findes i krat, skovbryn, hegn og gærder, og mere sjæl-

dent på dyrkede marker. Det findes også i skove og omkring skovsøer. Stålmorm trives bedst i områder, der er groet noget til, fx i fugtige løvskove og haver. Snogen findes især langs åer, søer og moser, men kan også findes på heder, i skovrydninger, markskel og stendiger. Dens foretrukne levested er soleksponerede søer og moser, som er omgivet af skov. Den kræver et afvekslende terræn. Hugorm findes typisk i klitter, på heder og i næringsfattige moser, men den ses også langs marker, levende hegn, i åbne skove, i skovmoser og omkring skovsøer med lysindfald.

Markfirben (*Lacerta agilis*)

Markfirbenet yngler på en række forskellige typer af levesteder, lige fra menneskeskabte levesteder såsom vejskråninger, jernbaneskråninger og råstofgrave (typisk grusgrave) til mere naturlige levesteder som overdrev, heder, højmoser, strandenge, klitter og kystskrænter. Kendetegnende for disse yngleområder er, at de indeholder solvendte skråninger med veldrænende, løse jordtyper og sparsom bevoksning, typisk lave urter eller et løst dække af græsser. Rasteområderne om vinteren skal være veldrænede og solvendte skråninger.

I Danmark forekommer arten spredt i store dele af landet. Arten ser dog ud til at mangle på Langeland, Lolland og Falster samt en del af de mindre øer. Markfirbenet er i tilbagegang i Danmark, og specielt indlandsbestandene har været udsat for kraftig tilbagegang. Sporadiske oplysninger tyder på, at over 1/3 af forekomsterne gik tabt i perioden 1945-1980, og at tilbagegangen er fortsat siden (Fog et al. 2001).

I Danmark er artens levesteder under tilgroning på grund af manglende afgræsning, gødsning, øget atmosfærisk kvælstofnedfald og tilkørsel af næringsrig overjord. Indlandsbestande af markfirben er generelt meget sårbare, da de er udsat for bestandsopsplitning og isolering samt lokal uddøen pga. ødelæggelse af levesteder og spredningskorridorer som overdrev, heder, vej- og baneskråninger og råstofgrave. Kystbestande af markfirben er generelt mindre sårbare, da deres levesteder som solvendte skrænter eller klitområder generelt er sikrede af lovgivning.

Danske erfaringer tyder på, at et nyt levested bør anlægges i god tid, inden de gamle nedlægges, med et overlap på mindst to år (Fog et al. 2015). Der skal være tid til, at enkelte strejfere, især unge dyr, finder de nye levesteder. Der kan være år med ringe ungeproduktion, hvor dette ikke sker. Voksne markfirben færdes mest inden for en radius af 50 m. Unger har en lidt større aktionsradius, op til 100-150 m. Man må forvente, at nye levesteder, der ligger længere væk end dette, ikke automatisk bliver fundet, især ikke af voksne individer.

Nye yngle- og levesteder skal indeholde soleksponerede skråninger af sandet eller gruset karakter. Markfirben kan yngle i vejrabatter og på vejskråninger i skovområder, men pga. træers eventuelle skyggepåvirkning bør man være opmærksom på træernes placering i forhold til solindfaldet og gennemføre eventuelt nødvendig rydning af træer og buske, så det krævede tørre og varme mikroklima opretholdes. Levestedets egnethed kan fremmes ved forskellige tiltag, fx flytning af blokke af velegnet vegetation, tilkørsel med grus, sten, træstød og anlæggelse af velegnede overvintringskvarterer. Mindst ét sted på lokaliteten skal der være en soleksponeret skråning med helt eller delvist blotlagt sandet eller gruset jord. Velegnede skråninger har ofte en bevoksning med et sparsomt dække af bidende stenurt, håret høgeurt og lignende arter. Jorden skal være løs nok til, at firbenene kan grave deres æg ned, og skråningen skal være sydvendt, for at markfirbenets æg kan få varme nok.

Det anvendte grus skal kunne ligge fast på skråningen uden at skride ned. I sommervarmen skal det kunne holde en vis fugtighed i ca. 10 cm dybde, da æggene ikke tåler stærk udtørring.

Fourageringsområder for markfirben vil som regel være solåbne, udyrkede områder af overdrevslignende karakter inden for en afstand af mindre end 100 m fra æglægningsskråningen. Typiske eksempler på fourageringsområder er overdrev, råstofgrave, klitter, jernbaneterræner, vejrabatter, enge og heder, græsningsfolde, lysåben løvskov og i nogen grad haver.

For markfirbenet er det af stor betydning, at der eksisterer et netværk af yngle- og levesteder med spredningsveje imellem for at undgå indavl og uddøen af enkeltbestande, som ofte er ganske små. Skyggefulde træbevoksninger er barrierer, som firbenene normalt ikke vil forcere, også selv om der er tale om blot en smal stribe af fx grantræer på tværs af den påtænkte spredningsrute. Eksensiv græsning eller slåning er som hovedregel den bedste måde at undgå tilgroning på, og gødskning bør undgås. Sprøjtning med pesticider reducerer firbenenes fødegrundlag.

På lokaliteter med optimalt fødegrundlag har et markfirben typisk et territorie og levested på mindst 100 m² per individ, men hvis fødegrundlaget er mere sparsomt, vil der ofte være brug for 1.000 m² per individ. På et areal af 1.000 m² med velegnet vegetation kan der leve ca. 10 voksne markfirben. For at sikre levedygtigheden af en bestand på den størrelse må den være forbundet med bestande på andre egnede lokaliteter. Der vil altid være en vis usikkerhed forbundet med den økologiske funktion af nyanlagte lokaliteter. Derfor bør man anlægge et større areal end det areal, som nedlægges (Fog et al. 2015).

Fasaner (og andre hønsefugle) æder både voksne og unge markfirben. Samtidig er de typiske æglægningssteder for markfirben også velegnede pladser for støvbadning for nyudsatte fasaner. Endelig er fasantætheden typisk højest på det tidspunkt, hvor de nyklækkede markfirben kommer frem. Man bør derfor undgå at etablere nye yngle- og levesteder i områder med kendt udsætning af fasaner.

De forhold, der er til gavn for markfirben på en lokalitet, vil også være til stor gavn for næsten alle andre grupper af dyr og planter, som er tilknyttede lysåbne, varme og tørre lokaliteter. Netop sådanne tørre og varme lokaliteter med rig overdrevsflora og tilknyttede bestande af insekter er forsvundet i stort antal i Danmark. Som eksempler på arter og grupper, der fremmes, kan nævnes insekter, som fx gravehvepse, sommerfugle og græshopper, padder, som fx grønbroget tudse og løgfrø, andre krybdyr, som fx hugorm og almindeligt firben, fugle, som fx lærker og rødrygget tornskade, samt sårbar og truet overdrevsvegetation.

5.3.2 Dag- og natsommerfugle

Af de 42 danske arter af dagsommerfugle, som er knyttet til de åbne naturtyper, er omkring halvdelen i kraftig til moderat tilbagegang, mens en enkelt art, svalehalen, nu er uddød. Fire arter betragtes som kritisk truede: Fransk bredpande, hedepletvinge, sortplettet blåfugl og sortbrun blåfugl. Endvidere er 15 arter i kraftig tilbagegang, heriblandt spættet bredpande, mose-, klit- og skov- og engperlemorsommerfugl, violetrandet ildfugl og ensian- og engblåfugl. Fælles for alle disse arter er, at de kræver nøjsomhedsplanter på overdrev, heder, enge og moser – planter, som til stadighed bliver sjældnere. Enkelte arter trives i tæt skov, fx skovrandøje, blåhale og iris. For langt de fleste

af de skovlevende sommerfuglearter gælder det, at de er knyttet til de solrige og vindbeskyttede levesteder, som findes i skovene, heriblandt lysninger, skovenge, grøftekanter, åbrinker og skovbryn. Ti arter af dagsommerfugle knyttet til skove og skovlysninger er uddøde siden 1950, og af de resterende arter regnes syv for truede, herunder rødlig perlemorsommerfugl, der betragtes som kritisk truet. Indtil midten af det sidste århundrede var arten forholdsvis vidt udbredt på Øerne og i det østlige Jylland. I dag findes der kun nogle få, resterende bestande i skovlysninger på Midtsjælland og Lolland-Falster.

En række truede dagsommerfugle vil kunne etablere sig på nye naturarealer afhængig af de plantearter, der indfinder sig. Næsten alle dagsommerfugle må betragtes som specialister, hvor larven kun æder én eller få forskellige plantearter. Larverne af admiral, nældens takvinge og dagpåfugleøje æder således udelukkende næringsrige nældeblade, mens perlemorsommerfugles larver æder violer. Hedepletvinge og sortplettet blåfugl, som begge er tilknyttet lysåbne og næringsfattige naturtyper i form af ugødede, ekstensivt græssede enge og overdrev, trues af eutrofiering, tilgroning og ændringer i landbrugsdrift som eksempelvis manglende græsning – samt fragmentering af bestande med øget risiko for indavl.

Hedepletvinge (*Euphydryas aurinia*)

Hedepletvinge lever typisk i overgangszonen mellem fugtige og tørre arealer på mager jord såsom fugtige heder, tørvemoser og ugødede enge med rigelige bevoksninger af djævelsbid, som er den foretrukne værtsplante. Sommerfuglen klækker normalt ultimo maj-primus juni afhængig af vejret. Flyvetiden varer ca. tre uger, og de befrugtede æg lægges på undersiden af værtsplantens blade, hvor de klækkes to-tre uger senere. Larverne lever i et fællesspind, som gradvist flytter sig, efterhånden som de fortærer værtsplanten. I september spinder de et overvintringsspind dybt nede i vegetationen. Arten er generelt meget sårbar over for selv små ændringer af levestedet (Brunbjerg et al. 2017).

Hedepletvinge var tidligere udbredt i det meste af landet, men er ikke siden 1920'erne set uden for Jylland. Omkring 1950 begyndte den også at forsvinde fra mange af de jyske lokaliteter. Hedepletvinge blev i 2004 kun registreret i det tidligere Nordjyllands Amt. Hedepletvinge synes dog at være gået frem i udbredelse og bestandsstørrelse siden da, selv om de nye forekomster i perioden i en vis udstrækning må formodes at repræsentere oversete forekomster frem for nyetablerede bestande.

I det tyske projekt LIFE aurinia er danske bestande af hedepletvinge opdrættet i fangenskab og efterfølgende udsat i en række områder lige syd for den dansk-tyske grænse. Projektet er stadig i gang, men foreløbige resultater tyder på, at det er lykkedes at genetablere en større bestand af hedepletvinge i området (<http://www.life-aurinia.de/>).

Sortplettet blåfugl (*Maculinea arion*)

Sortplettet blåfugl lever på tørre, varme lokaliteter såsom overdrev og klitheder med forekomst af værtsplanterne timian (*Thymus* spp.) og/eller merian (*Oreganum vulgare*) samt værtsmyren *Myrmica sabuleti*. Æggene lægges på blomsterhoveder af timian eller merian. Når larverne klækkes, lever de af umodne frøanlæg. Sortplettet blåfugl kan kun overleve og gennemføre sin livscyklus, hvis det er den rette myreart, der finder den; i modsat fald omkommer larven. Vegetationen på lokaliteten må ikke være for høj, da et varmt mikroklima er nødvendigt for *Myrmica sabuleti*. Høj vegetation kan også bortskygge larvens foderplanter og andre blomstrende urter, der fungerer som nektarkilder for de voksne sommerfugle.

Sortplettet blåfugl vurderes nu kun at være ynglende i Danmark i og omkring Høvblege Bakker på Møn. Her findes en stabil ynglebestand, om end af begrænset størrelse. Spredningsmuligheder til andre lokaliteter i Danmark uden for Møn synes meget lille, og den fortsatte tilstedeværelse af en levedygtig bestand her afhænger af, at levestederne gennem løbende naturpleje bevares som et åbent overdrevslandskab. I England blev sortplettet blåfugl genindført i 1984 og trives nu på en lang række lokaliteter (Thomas et al. 2009). Projektet lykkedes på grund af et grundigt forskningsmæssigt forarbejde på denne enkelte art og gennem engagement fra interesseorganisationen Butterfly Conservation. En sådan indsats er ikke umiddelbart sandsynlig som følge af afværgeforanstaltninger i forbindelse med infrastrukturprojekter i Danmark. Arten er på grund af sin meget begrænsede udbredelse kun relevant i forhold til erstatningsnatur på nogle få arealer på Møn. Størstedelen af arealerne på Høvblege er statsejede og fredede. Området er derfor nu sikret så godt som muligt mod tilstandsændringer, der kan være til ugunst for arten.

Natlyssværmer (*Proserpinus proserpina*)

Natlyssværmer er en ny bilag IV-art i Danmark, som første gang blev fundet i 2005 på baneterrænet ved Rødbyhavn – formentlig indslæbt af biler via færgefarten Puttgarden-Rødby fra Tyskland, hvor arten er mere almindeligt forekommende. Den lever på varme steder med en rig blomsterflora – helst på skrånninger, enge eller overdrev – og kendes kun fra de gamle jernbanestrækninger i Rødbyhavn og langs Falsters østkyst.

5.3.3 Biller

Eremit (*Osmoderma eremita*)

Eremitten er knyttet til løvtræer i gamle skove, fx i dyrehaver, men også i park- eller allé-træer uden for skovene. Larven findes i smuld i hulheder i stammer eller større grene. Undtagelsesvis er den også fundet i smuld under tyk egebark. Den kan leve i mange arter af løvtræer (i Danmark især i eg, bøg, ask, lind, hestekastanie, el og elm) og i sjældne tilfælde også i nåletræer.

Den findes oftest i meget store træer, men er også fundet ynglende i træer af mindre dimensioner. Det er nok i særlig grad træets placering (gode lysforhold) og hulhedens beskaffenhed (rigeligt med smuld), som er afgørende for eremittens valg af levested.

Eremittens nuværende udbredelse i Danmark er begrænset til øerne øst for Storebælt, og arten er i de seneste årtier kun kendt fra Sjælland og Lolland. I perioden efter 1950 er den kendt fra i alt 14 lokaliteter (fem i Sydsjælland, fire i Nordøstsjælland og fem på Lolland).

Gode hule træer er levested for eremitten i årtier - for eks vedkommende formentlig i århundreder. Nye levesteder dannes meget langsomt. Kun hvor andre træer end de aktuelle levesteder bevares til passende størrelse og ælde, så de kan udvikle hulheder, kan eremitten overleve på længere sigt. I Danmark og andre steder nær artens nordgrænse lever den næsten kun, hvor egnede træer står solitære og solåbne.

Alle kendte lokaliteter med forekomst af eremit er udpeget som Natura 2000-områder, hvor der gælder særlige regler for dispensationer mv. På flere af de tilbageværende lokaliteter er eremitten i stor fare for at forsvinde, da der mangler træer med en passende alder til at "afløse" de nuværende yngletræer, når disse engang falder. Der er desuden problemer med tilgroning, der medfører et

for koldt mikroklima omkring værtstræerne, og fjernelse af døde træer på flere lokaliteter, der ellers stadig rummer et betydeligt antal egnede træer.

Eremitten er ekstremt sjælden og sårbar og lever i gamle træer. Det er derfor som hovedregel ikke muligt at anvise virkningsfulde afværgeforanstaltninger, i tilfælde af at et projekt medfører risiko for akutte skader på en bestand af eremit. Sådanne skader bør derfor helt undgås. I praksis er det næppe muligt at skabe nye levesteder inden for en overskuelig tidshorisont. I princippet er det muligt at plante hurtigt voksende træer som fx hvidpil, der relativt hurtigt kan opnå en anseelig størrelse og let udvikler hulheder. I langt de fleste tilfælde bør man dog i stedet satse på dels at bevare de aktuelle levesteder så længe som muligt, dels at bevare nærtstående træer med potentiale til at udvikle sig til levesteder inden for fx de næste 50 år.

Eremitten har en meget begrænset spredningsevne (ifølge svenske undersøgelser kun få hundrede meter, efter tyske måske op til et par kilometer), og de tilbageværende danske bestande er formentlig fuldstændig isolerede fra hinanden.

Det kendes ikke til erfaringer med at etablere levesteder for eremit fra dyrkede marker, men tidshorisonten for udviklingen af egnede træer gør, at dette næppe bliver aktuelt, som en afværgeforanstaltning.

Bred vandkalv (*Dytiscus latissimus*)

Bred vandkalv kan findes i både store og små søer (fra små tørvegrave til søer på flere km²), der kan være naturlige såvel som kunstige. Som regel ligger søerne i større naturområder som fx skove, næringsfattige moser og højmoser (bl.a. i form af tørvegrave). I en del tilfælde er de også levested for lys skivevandkalv. Søerne er gerne permanente, har ret klart eller brunligt vand og er overvejende solbeskinnede. I vandet langs bredden findes solrige, åbne bevoksninger af sumplanter, fx en bræmme af star eller dynd-padderok eller blot planterne langs kanten af hængesæk eller tørvebrinker (Søgaard et al. 2016).

Hovedparten af bestanden af bred vandkalv synes at være knyttet til Almindingen på Bornholm, og derudover er arten siden 1994 kun konstateret på én lokalitet, nemlig i den østlige, kontinentale del af Jylland i 2011 og i 2013.

Vejanlæg, anlægsarbejder o.a., som kan opsplitte, fjerne eller formindske artens levesteder, og som kan isolere arten endnu mere i områder, der er for små og for afsondrede til, at der kan opretholdes en levedygtig bestand på og omkring stedet, bør undgås. De kendte lokaliteter med forekomst af arten er tillige udpeget som Natura 2000-områder, hvor der gælder særlige regler for administration og planlægning. En forøgelse af antallet af egnede levesteder tæt på eksisterende bestande kan udføres ved fx vandstandshævninger. Dette skal dog gøres på en måde, der ikke ændrer vandkemien i væsentlig ugunstig retning. Nygravning af huller på områder med tørvebund vil formentlig være af begrænset værdi, men det kunne overvejes på steder, hvor det aktuelle naturindhold er lavt.

Det kendes ikke til erfaringer med at etablere levesteder for bred vandkalv fra dyrkede marker.

Lys skivevandkalv (*Graphoderus bilineatus*)

Levesteder for lys skivevandkalv kan findes i både store og små søer (fra under 100 m² til flere km²), naturlige såvel som kunstige. Som regel ligger søerne i større naturområder som fx skove og moser (bl.a. i form af tørvegrave). I en

del tilfælde er de også levested for bred vandkalv. Søerne er gerne permanente, har ret klart eller brunligt vand og er overvejende solbeskinnede. I vandet langs bredden findes solrige, åbne bevoksninger af sumpplanter, fx en brømme af star på lavt vand eller blot planterne langs kanten af hængesæk eller tørvebrinker (Rasmussen 2007).

Arten blev i 2015 eftersøgt på 39 lokaliteter, men blev kun fundet på én lokalitet. Siden 2004, hvor arten blev fundet i det sydøstlige Jylland (Skærsø), er den kun registreret i Vaserne og Holmegårds Mose på Sjælland samt på Bornholm. Lys skivevandkalv er således registreret i Holmegårds Mose og på Bornholm i perioden 2012-2016. Samlet set er arten fundet i Holmegårds Mose på fire lokaliteter og på seks lokaliteter på Bornholm i perioden 2007-2014 (Søgaard og Holmen 2015).

Det kendes ikke til erfaringer med at etablere levesteder for lys skivevandkalv fra dyrkede marker.

5.3.4 Guldsmede

Guldsmede er generelt følsomme over for eutrofiering, opfyldning og dræning af vandhuller mv. Det faktum, at grøn kølleguldsmed i perioden 2004-2011 øgede sin forekomst og udbredelse i begge biogeografiske regioner, er efter alt at dømme et resultat af en forbedret vandløbskvalitet. Det kendes ikke til erfaringer med at etablere levesteder for guldsmedearter på habitatdirektivets bilag IV fra dyrkede marker.

Grøn mosaikguldsmed (*Aeshna viridis*)

Grøn mosaikguldsmed er knyttet til forskellige vande med værtsplanten krebseklo (*Stratiotes aloides*), som hunnen lægger æg i. Hunnen lægger æggene ved indboring i bladene. Æggene overvintrer og klækkes næste forår. Larverne opholder sig hovedsageligt på krebsekloplanterne, hvor de i nogen grad er beskyttet mod fisk. De er overvejende nataktive. Larveudviklingen varer to-tre år. Ynglehabitaterne varierer fra små vandhuller, større søer og gamle tørvegrave til vegetationsrige kanaler og digegrave med stillestående vand.

Arten forekommer spredt i Nordøstsjælland, Fyn, Øst- og Syddanmark samt på Bornholm. Der er utvivlsomt stadig en del ikke-registrerede lokaliteter, hvor grøn mosaikguldsmed forekommer. Hvis en sag berører et vandhul med krebseklo, bør det betragtes som et muligt levested for grøn mosaikguldsmed og undersøges for forekomst (Søgaard et al. 2015a).

Det er tvivlsomt, om det er muligt at erstatte eksisterende ynglevandhuller med nye. Dette skyldes de meget specifikke krav, som arten har til levestedet. Nye vandhuller vil i visse tilfælde på lang sigt måske kunne benyttes som levesteder, forudsat at de lever op til artens krav, herunder forekomst af krebseklo, og ligger inden for bestandens spredningsafstand. Nygravning af huller, der lever op til artens krav til levested, forudsætter blandt andet, at man må udplante krebseklo. Udplantning af krebseklo vil dog gøre levestedet mindre egnet eller direkte uegnet for padder på grund af skyggepåvirkningen.

Sænket vandstand på levestedet vil mindske levestedets størrelse og dermed give levegrundlag for en mindre bestand. Tilførsel af næringsstoffer kan medføre tilgroning, der gør området uegnet som levested for grøn mosaikguldsmed. Det skal derfor i forbindelse med tilladelser mv. afværges, at der tilføres yderligere næringsalte til vandhuller med arten.

Stor kærguldsmed (*Leucorrhinia pectoralis*)

Stor kærguldsmed yngler i mindre, næringsfattige, brunvandede søer ofte omgivet af hængesæk, typisk næringsfattige tørvegrave i tidligere højmoser. Forekomster kan dog ikke udelukkes i mere næringsrige tørvegrave. Arten foretrækker lokaliteter med både sol og læ. Den kan dog undertiden findes i fritliggende vandhuller, men ikke på skyggede lokaliteter. Arten foretrækker vande med kraftig undervandsvegetation i form af kransnålalger, mosser (kildemos, vanddækkede *Sphagnum* o.a.) eller karplanter som blærerod eller tusindblad. Ynglevandhullerne indeholder ofte partier af rørskov af smalbladet dunhammer. Efter forvandlingen opholder dyrene sig på steder med både sol og læ, oftest i skovbryn, på lysåbne skovveje og lignende steder. Disse fungerer således som rasteområder for arten i denne del af dens livscyklus, men det vil ofte være svært at afgrænse rasteområder klart fra andre typer af områder (Søgaard et al. 2015a).

Stor kærguldsmed er knyttet til to relativt små udbredelsesområder i Østdanmark, hvor den i 2014 er registreret på i alt 19 levesteder – og med relativt små bestande på de enkelte lokaliteter.

Det er tvivlsomt, om det er muligt at erstatte eksisterende ynglevandhuller med nye. Dette skyldes de meget specifikke krav til levestedet, som arten fordrer. En række af artens kendte forekomster ligger i Natura 2000-områder. Her gælder særlige regler for administration og planlægning for hele artens levested. De øvrige lokaliteter, hvor forekomst ikke kan udelukkes, vil formentlig være beskyttet af gældende regler (bl.a. naturbeskyttelseslov og miljøbeskyttelseslov). Opretholdelse af det beskyttelsesniveau, der normalt kræves på grundlag af krav til vandområdekvalitet, vurderes som oftest at være tilstrækkelig til at opretholde området som levested.

Grøn kølleguldsmed (*Ophiogomphus cecilia*)

Grøn kølleguldsmed yngler i hurtigt strømmende rene, iltrige vandløb. Den findes i størst antal i de nedre dele af åsystemerne. Larven lever nedgravet i sand eller grus. De voksne guldsmede opholder sig overvejende tæt på vandløbet; dog kan ikke-kønsmodne individer strejfe længere omkring og opholde sig på andre slags lokaliteter såsom solåbne skovlysninger.

Grøn kølleguldsmed forekommer i Danmark udelukkende i Jylland, hvor den er knyttet til en række af de større vandløbssystemer. Grøn kølleguldsmed har tidligere været regnet for sjælden og fåtallig, og i 1970'erne blev den yderligere anset for at være i stærk tilbagegang. I dag ser det dog ud til, at arten er i tydelig fremgang, og der er ingen tvivl om, at det arbejde, der er gjort for at forbedre forholdene i vore vandløb, har haft en positiv effekt (Søgaard et al. 2015a).

Det er muligt, at fremgangen vil fortsætte og betyde spredning til andre vandløbssystemer, hvor de rette forhold er til stede, eller endda, at en sådan spredning allerede har fundet sted, men blot endnu ikke er konstateret. Myndighederne bør derfor være opmærksomme på arten i vandløbssystemer, der ligger tæt på nuværende levesteder, hvis de skønnes at opfylde artens krav til levestedet.

Det vil normalt være umuligt at anvise virkningsfulde kompenserende foranstaltninger, i tilfælde af at en beslutning skulle medføre risiko for skader på en bestand af grøn kølleguldsmed.

5.3.5 Snegle og muslinger

Kendskabet til de præcise levestedskrav for snegle og muslinger på habitatdirektivets bilag IV er begrænset, og der er ikke erfaringer med at etablere levesteder for disse arter fra dyrkede marker, derfor er nedenstående gennemgang begrænset til at beskrive udbredelsen i Danmark og naturtyperne for forekomsterne.

Skæv vindelsnegl (*Vertigo angustior*)

Skæv vindelsnegl lever både på fugtige og tørre lokaliteter, og de kan forekomme på fugtige enge, rigkær, starsump og strandvolde samt mere tørre levesteder som overdrev, blandet løvskov, markhegn og stengærder. I perioden 2012-2014 er skæv vindelsnegl fundet på 63 lokaliteter i Nordjylland, Østjylland, Sønderjylland, Fyn, Sjælland, Lolland-Falster og Bornholm (Søgaard et al. 2015a).

Kildevældsvindelsnegl (*Vertigo geyeri*)

Kildevældsvindelsnegl lever i kalkrige kær og kildevæld med konstant fugtige omgivelser. Dette afspejler sig også i, at langt de fleste fund er gjort i Himmerland, som med sine mange kalkrigkær må formodes at være et kerneområde for arten i Danmark, men herudover er den fundet på få lokaliteter i Nord- og Sydjylland samt i Nordsjælland (Søgaard et al. 2015a).

Sumpvindelsnegl (*Vertigo moulinsiana*)

Sumpvindelsnegl lever på fugtige steder langs søer og åer, fx ellesumpe, hvor den især er knyttet til stængler og blade af starplanter. Sumpvindelsnegl er vidt udbredt i den kontinentale region i Danmark med relativt høje bestandstætheder på de fleste levesteder landet over (Søgaard et al. 2015a).

Tykskallet malermusling (*Unio crassus*)

Tykskallet malermuslings levested er større vandløb med stabil sandbund ofte iblandet groft grus og spredte sten. Den undgår stryg og foretrækker moderat strømmende ofte forholdsvis dybt vand. De større muslinger (> 2 cm) sidder nedgravet i bunden, så kun den øverste del af skallen er synlig. De små lever helt nedgravet og er næsten umulige af finde.

Arten er i Danmark kendt fra Fyn og Sjælland. De eneste med sikkerhed kendte nuværende bestande findes i Odense Å, Hågerup Å og Ryds Å (Søgaard et al. 2015b). Tykskallet malermusling har en meget begrænset udbredelse og ethvert indgreb/påvirkning, der kan forringe eller ødelægge forholdene for arten, skal derfor undgås.

5.3.6 Karplanter

I Danmark er omkring 70 plantearter fredede herunder alle danske arter af orkidéer. Desuden er mygblomst (*Liparis loeselii*) og fruesko (*Cypripedium calceolus*) omfattet af EU's habitatdirektiv. Nogle orkidéarter er specialister der lever under specifikke jordbundskår, hvor deres svampepartner kan trives. Andre har bredere økologiske krav og forekommer derfor i flere vegetationstyper; enkelte er særdeles spredningsaktive og kan derfor optræde mange steder også, hvor jordbunden ændres ved dyrkning. Flere arter kan optræde som pionérer dvs. på steder, hvor der er sparsomt plantedække enten som følge af erosion eller afgravning af jord. Eksempler herpå er mygblomst, vendsysselgøgeurt (*Dactylorhiza majalis* subsp. *purpurella* var. *cambrensis*) og sump-hullæbe (*Epipactis palustris*) samt priklæbet gøgeurt, skov-hullæbe (*Epipactis helborine*) og biblomst (*Ophrys apifera*). Et fællestræk for alle danske orkidéer er

deres krav om ugødskede og usprøjtede forhold på voksestederne. Eksempelvis er knoldene af de sidste individer af langakset trådspore (*Gymnadenia conopsea*) på Fyn rådnet omkring 1990 på grund af tilførsel af gødningsberiget vand via en nærliggende grøft.

Det er givet, at nogle arter fordrer ugødsket mineraljordbund. Et godt eksempel er priklæbet gøgeurt (*Dactylorhiza majalis* subsp. *integrata*), der har indfundet sig på tidligere dyrket jord, der er udlagt til bebyggelse i et par af Hjørings industrikvarterer. Under alle omstændigheder tager det nogle år – afhængig af arten – inden orkidéer på braklagte arealer kan erkendes. Deres frø skal spire med en passende svampepartner og danne et underjordisk forstadium, protokormen, der skal have en vis størrelse, inden den overjordiske plante skyder frem. Væksten af protokormen er underjordisk, hvilket gør det vanskeligt at estimere hvor lang tid der går fra protokormen er dannet til den overjordiske plante skyder frem.

I princippet kan de mere almindelige orkidéarter alle indfinde sig på tidligere dyrket mark, hvis ikke arealet er belastet af næringsstoffer og sprøjtemidler. Orkidéerne har planterigets letteste frø, da de ikke indeholder et næringsdepot. Derfor kan de flyve langt, hvilket spredningen af biblomst, der nu er registreret i bl.a. råstofgrav og jorddyng 4 steder i Danmark (Søvind, Himmellev, Fåborg og senest i 2017 Næstved) og ved Trelleborg i Skåne, er et godt eksempel på. Til gengæld er de afhængige af svampepartnere for at kunne spire. I praksis betyder det at orkidéer sjældent indfinder sig på tidligere dyrket mark.

Der er gjort nogle erfaringer med flytning af orkideer, men der er alt for lidt viden om mulighederne for at flytte orkidébestande til at et samlet overblik kan beskrives. I et dansk forsøg (Pedersen 2013) forsøgte man at flytte individer af skov-hullæbe til et areal, hvor arten voksede i forvejen, dog uden held. Da forholdene umiddelbart har været til stede, for at arten kunne trives på arealet, er det muligt, at de transplanterede individer ikke har haft tilstrækkeligt med jord og svampehyfer med fra donorarealet. Det kan også være at Skov-hullæbes jordstængel, der kan ligge ret dybt under jordoverfladen, ikke er blevet flyttet med.

I Femern Bælt-projektet (kapitel 3, case 7) har man gennemført et mindre forsøg med at flytte tørv med maj-gøgeurt og bakkegøgelilje i august 2013 og februar 2014. Optællinger i juni 2014 viste en overlevelsesrate på 50 % for planter, der blev flyttet i august og 100 % for planter, der blev flyttet i februar (Femern A/S 2015). I forbindelse med et anlægsarbejde på Jægerspris Skydeterræn var det et vilkår, at der skulle tages hensyn til orkidébestanden i anlægsområdet ved at græstørven nænsomt blev afgravet og genanvendt. Afgravningen blev udført i vinteren 2016-17. Desværre smuldrede græstørven på grund af det høje indhold af sand. Alligevel er der konstateret skud af maj-gøgeurt og ægblad fligblæbe i maj 2017.

Enkelt månerude (*Botrychium simplex*)

Enkelt månerude er en op til 10 cm høj bregne. De enkelte planter af enkelt månerude er selvstændige individer. De er blevet til efter en kønnet formering på bregnens underjordiske forkim. Enkelt månerude har derfor udelukkende en generativ spredningsstrategi, der via sporer fører til fremspiringen af forkimen, hvor kønscellerne dannes.

Enkelt månerude vokser i Danmark på knoldet strandoverdrev (Saltbæk) og knoldet ferskeng (Djursland). Her optræder den på toppen af tuerne hævet

nogle centimeter over grundvandsspejlet. Ved overvågningen i 2015 blev de to senest kendte voksesteder på henholdsvis Djursland og Sjælland sammen med fem tidligere og potentielle voksesteder gennemgået for at registrere enkelt månerude. Arten blev fundet på én ny lokalitet – i det følgende benævnt Saltbæk øst, men ikke på nogle af de øvrige lokaliteter.

Vandranke (*Luronium natans*)

Arten vokser i vandløb og kanaler med langsomt flydende vand, i småsøer med stillestående vand og på bunden af klitsøer. Arten findes ofte på næringsfattige lokaliteter; primært fordi den her er mindre udsat for konkurrence fra andre submerse vandplanter. Spredning og etablering af nye planter afhænger meget af tætheden af den øvrige bundvegetation, og det er gunstigt for arten, hvis der foretages grødeskæring på lokaliteterne eller, hvis der af naturlige årsager er lav dækning af andre arter (Søgaard et al. 2016).

I Danmark har vandranke en naturlig begrænset udbredelse i Vestjylland. Artens udbredelse vurderes til at være stabil. På lokaliteter, hvor der gennem en længere årrække er foretaget hyppig grødeskæring, ser bestandene ud til at være stabile eller i begrænset fremgang. Der er således ikke observeret en generel, sikker ændring i artens bestandsudbredelse og størrelse eller areal af levesteder. Spredning af vandranke foregår formentlig primært ved udløbere og løsrevne skud (Søgaard et al. 2016). Denne formering er hurtig, men den genetiske diversitet er lav, hvilket formentlig gør bestandene sårbare overfor forandringer af levestederne.

Liden najade (*Najas flexilis*)

Liden najade vokser i klart og næringsfattigt vand i søer på sand eller kalkbund. Arten er, bortset fra meget få individer registreret i Vandet Sø i 2002, i nyere tid kun fundet i Nors Sø i Nordvestjylland (Søgaard et al. 2015b).

Potentialet for at etablere nye levesteder for arten vurderes som meget begrænset.

Fruesko (*Cypripedium calceolus*)

Fruesko vokser på kalkholdig, veldrænet jordbund i lysåben bøgeskov og på overdrev. Fruesko har en underjordisk, vandret krybende, forgrenet jordstængel. En jordstængel er i stand til at sætte flere overjordiske skud, der kan blomstre og sætte frugt eller forblive vegetative. De overjordiske skud danner sammen med den tilhørende jordstængel en klon, dvs. de er genetisk set identiske. Fruesko har således både en generativ og vegetativ formeringsstrategi (Søgaard et al. 2016).

Fruesko forekommer i Danmark på to skråninger med kalkrig jordbund ved henholdsvis Buderupholm og Skindbjerg i Himmerland. Genetiske undersøgelser har vist en genetisk uniformitet i begge bestande – og de to bestande imellem. Der er således tale om en ensartet smal genpulje, hvor drastiske ændringer af levestederne kan medføre, at bestandene går tilbage, ligesom opgravning og indsamling af skud fortsat er en trussel (Søgaard et al. 2016).

Potentialet for at etablere nye levesteder for arten vurderes som meget begrænset.

Mygblomst (*Liparis loeselii*)

Mygblomst vokser i moslaget eller førnelaget på kalkholdig, gerne mosdækket jordbund i fugtige enge og moser samt i grønklitlavninger. Et individ af mygblomst består af en stængelknold med oftest ét eller to løvblade. Ved

blomstring skyder en stængel frem mellem de to løvblade, og den kan bære fra én til 25 blomster (Wind 2014). Stængelknolden er i stand til at dele sig og mygblomst har således både en generativ og vegetativ formeringsstrategi.

Flere nyopdagede bestande og satellitbestande i 2012 på gammelkendte og nye lokaliteter bevirker, at det samlede antal mygblomstlokaliteter i 2015 er 16, og antallet af bestande er 23. Dette kan tages som udtryk for, at mygblomst er i fremgang, men dette skal også ses i lyset af, at antallet af mygblomst-individer svinger i antal fra år til år, ligesom den "vagabonderer" på levestederne (Wind 2014, Søgaard et al. 2016).

Mygblomst har mulighed for at ekspandere, hvis dens levestedskrav opfyldes. Artens generative spredningsstrategi gør, at den har potentiale for hurtigt at kunne sprede sig til og etablere sig på egnede levesteder, hvis ikke omgivelsernes påvirkninger besværliggør eller umuliggør dette. Dette kan være årsagen til, at der ikke er registreret individer af mygblomst på de fire potentielle lokaliteter, der er blevet overvåget i 2015 (Søgaard et al. 2016).

Gul stenbræk (*Saxifraga hirculus*)

Gul stenbræk vokser i Danmark i moslaget i lysåbne væld og vældmoser med konstant fremsivende, enstemperet grundvand året igennem (paludellavæld). Gul stenbræks tilknytning til paludellavæld, der er en meget sjælden naturtype i Danmark, gør, at arealerne og udbredelsen af egnede levesteder er begrænsede.

Antallet af blomstrende skud af gul stenbræk har svinget meget fra bestand til bestand og fra år til år. Antallet af blomstrende skud af gul stenbræk i bestandene ved Halkær, Bredsgårde, Kvorning Mølle, vest og Rosborg Sø var mere end fordoblet i 2015 og derved årsagen til, at det samlede antal blomstrende skud på 3.618 næsten var en fordobling i forhold til 2014. En medvirkende årsag til forøgelsen af antallet af blomstrende skud er fundet af bestande, der ikke tidligere har været kendte, nemlig ved Resen Bæk i 2012, Binderup Ådal i 2013 og senest Rødding i 2015. Det formodes, at det drejer sig mere om bestande med lang kontinuitet på de tre lokaliteter end om spredning hertil fra de gammelkendte bestande eller fra udlandet (Søgaard et al. 2016).

I landene syd for Danmark er gul stenbræk stort set forsvundet. Det er helt i Alperne, at der fortsat forekommer enkelte bestande af arten. Gul stenbræk har fortsat mange bestande i Skandinavien og i andre lande nord og øst for Danmark, da artens udbredelse er cirkumpolar. En følge af mildere klima kan være, at gul stenbræks voksesteder indskrænkes eller på sigt forsvinder fra Danmark, som det tilsyneladende er sket ved eksempelvis Vinkel, Hammershøj og Kielstrup Sø.

Potentialet for at etablere nye levesteder for arten vurderes som meget begrænset.

Krybende sumpskærm (*Apium repens*)

Krybende sumpskærms foretrukne voksesteder er dyndede bredder af vandhuller, fugtige ikke konstant våde ferske enge, strandsumpe og lignende. Arten er kun kendt fra to lokaliteter på Fyn – senest fundet i 1998 (Elmeros et al. 2012).

Potentialet for at etablere nye levesteder for arten vurderes som meget begrænset.

5.3.7 Fugle

En vurdering af mulighederne for at skabe levesteder for enkelt arter af fugle falder uden for rammen af denne gennemgang. Generelt for fugle kan det have stor betydning, at det tager lang tid at genskabe et tabt levested. En erstatningshabitat, der fx skal kunne huse ynglende rørdrum eller plettet rørvagtel, kan tage over 10 år at etablere, hvis det kræver, at en ny rørskov først skal vokse op. I mellemtiden vil fuglenes potentielle yngleareal være mindre. Udlægges nye strandenge kan der gå op til 20 år, før strukturen i jordbunden er gendannet, så den giver et optimalt fødegrundlag til ynglende vadefugle (Kahlert et al. 2007). Da nyetablerede strandenge derfor i de første mange år sandsynligvis vil huse en bestand af vadefugle, der er lavere, vil der kunne kompenseres ved at udlægge en erstatningshabitat flere gange større end det reelle habitattab.

En række fuglearter har specielle krav til levestedet. Især fremhæves arealet af et ynglehabitat som begrænsende for fx blå kærhøg fra Orkneyøerne (Masden 2010). En sådan begrænsning er formodentlig fremherskende for en del arter, fordi de har en udpræget habitatspecialisering. Mange fuglearter har således et begrænset potentiale for selv at kompensere for et eventuelt habitattab. Hvis fx en engfugl oplever et sådant habitattab på dens ynglelokalitet, er det ikke sikkert, at engen ved siden af er egnet som ynglehabitat – se eksempler på visse engfugles specifikke habitatkrav i Clausen og Kahlert (2010). Dette kan naturligvis også påvirke mulighederne for med succes at etablere et erstatningshabitat.

For nogle af naturtyperne vil § 3-områderne i mange tilfælde, og især i forhold til Natura 2000-områder, have større fugletætheder end det omgivende agerland, hvilket gør dem særligt værdifulde for fugle. Derudover skal man ikke undervurdere § 3-områdernes samspil i fuglemæssig henseende med især agerlandsområder. I forlængelse af dette vurderes det, at der formentligt er meget få, hvis overhovedet nogle, fuglearter i agerlandet, der kan klare sig helt uden småbiotoper og herunder § 3-områder. Det skyldes helt basale krav som adgang til vand, tilstedeværelse af træer og buske i tilknytning til § 3-områder, der kan bruges som sangposter samt adgang til fourageringsområder, redemuligheder og prædationsbeskyttelse. Et godt eksempel på dette samspil er agerhøne, der er en agerlandspecialist, dvs. at den befinder sig udelukkende i agerlandet samt de tilhørende småbiotoper og § 3-områder i hele dens livscyklus. Agerhøne er en art, der er gået markant tilbage i det meste af Europa i løbet af de seneste 50 år. Mange anser intensiveringen af landbruget som hovedårsagen til tilbagegangen (Krebs et al. 1999, Chamberlain et al. 2000, Donald et al. 2001, Newton 2004). Ét vigtigt element blandt flere, som givetvis har spillet en rolle for tilbagegangen, er reduktionen i antallet af småbiotoper (Agger og Brandt 1988, Brandt 2004), hvor mange af de for agerhøne vigtige kantzoner omkring vandhuller (§ 3-områder) er forsvundet i takt med, at vandhullerne er forsvundet. Agerhøne udviser således stor præference for sådanne udyrkede bræmmer (Salek et al. 2004, Buner et al. 2005), formentlig fordi de har brug for disse lysåbne habitater med urtevegetation til fouragering samtidig med, at disse også yder beskyttelse mod prædatorer samt giver mulighed for en egnet redeplacering. Grundet de vanskelige levevilkår for agerhøne i Danmark er der udarbejdet en forvaltningsplan for arten, hvor der er fokus på at skabe incitament til, at netop den lysåbne urtevegetation kan få større udbredelse i agerlandet (Uldal og Bald 2012).

5.3.8 Pattedyr

Flagermus

Der er registeret 14 arter af flagermus i Danmark. Alle danske arter af flagermus er registeret som bilag IV arter. Flagermus stiller forskellige krav til deres levesteder i forskellige dele af året. Derfor beskrives typisk både sommerkvarterer, mellemkvarterer og vinterkvarterer. Sommerkvartererne eller dagopholdssteder, som benyttes fra midt på foråret, består typisk af hule træer, bygninger eller lignende og skal være i områder med rigelig adgang til føde. I sensommeren og efteråret benyttes typisk andre opholdssteder såkaldte mellemkvarterer, og flagermusene strejfer mere rundt for at opbygge fedtlager til vinteren. I vinterkvartererne går flagermusene i dvale, og det er vigtigt, at disse områder er frostfrie og med færrest mulige forstyrrelser. Nogle arter går i dvale nær sommerkvartererne, mens andre arter samles i flokke af flere tusind individer. Typisk benyttede vinterkvarterer er hule træer, huse eller fuglekasser. Andre arter overvintrer under jorden, som det ses i gamle kalkminer.

Flagermus kan forekomme overalt i landskabet. Den højeste diversitet af arter og tætheder af flagermus findes i områder med løv- og blandingsskov, langs skovkanter, levende hegn, permanente græsarealer, småskala mosaiklandskaber og parker, moser, åløb, søer, fjorde og lignende steder, hvor der findes mange insekter, mens der er meget få flagermus på åbne, træløse og intensivt udnyttede landbrugsflader (Robinson og Stebbings 1997, Baagøe 2007a, b, Flaquer et al. 2009, Lundy et al. 2011, Stahlschmidt et al. 2012).

En række specifikke krav skal være opfyldt, for at et område kan fungere som levested for flagermus. Der skal findes en tilstrækkelig stor og varieret forekomst af insekter gennem hele sommerhalvåret og flere egnede strukturer, hvor flagermusene kan have yngle- og rastekvarterer, fx ældre træer eller bygninger (Baagøe og Degn 2007). Der skal være flere egnede kvarterer til yngle- og rastesteder nær hinanden. Mikroklimaet og parasitbelastningen varierer gennem sommeren på de enkelte kvarterer, hvorfor flagermusene ofte skifter mellem dem (Russo et al. 2005, Reckardt og Kerth 2007).

Flagermus er meget stedfaste i forhold til egnede yngle- og rastekvarterer og anvender de samme steder år efter år. Kvaliteten af et levested for flagermus hunner med ikke flyvedygtige unger er helt afhængig af forekomsten af tilstrækkeligt store føderessourcer tæt på ynglekvartererne, da de ynglende hunner hen over sommeren er under et stort energimæssigt pres. Vigtige jagtlokaliteter kan udgøre mindre end 0,1 % af det samlede areal af et levested, som flagermusene i en ynglekoloni bruger (Dietz et al. 2006, Stahlschmidt et al. 2012).

Afhængig af arten kan flagermusenes jagtområder ligge adskillige kilometer (>10 km) fra yngle- og rastekvartererne afhængigt af, hvor i landskabet flagermusene kan finde føde (Albrecht et al. 2008). Insekterne er ikke jævnt fordelt i landskabet. Deres fordeling varierer gennem sommerhalvåret og fra nat til nat afhængig af insektarten og vejrforholdene. Flagermusenes brug af landskabet gennem sommerhalvåret er derfor meget dynamisk. Forskellige jagtområder kan være helt afgørende for områdernes bæreevne og økologiske funktionalitet på forskellige tidspunkter af året. I løbet af en nat vil flagermusene jage på flere insektrige lokaliteter, alt efter størrelsen af den tilgængelige føderessource på hver lokalitet, for at optimere deres energiudbytte (Dietz et al. 2006, Encarnacao et al. 2010, Lundy et al. 2011). Flagermusene tager også insekter, når de pendler imellem dagkvarterer og jagtområder samt imellem jagtområderne. Når flagermus pendler imellem dagkvarterer og jagtområder

samt imellem jagtområderne i flade, åbne landskaber, følger flagermusene ofte lineære landskabselementer såsom levende hegn, skovbryn, vandløb, ådale og lignende (Limpens og Kapteyn 1991).

Sammenlignet med landbrugsarealer må § 3-beskyttede naturtyper generelt forventes at have større og mere varierede insektforekomster i længere perioder gennem sommerhalvåret. Flagermusenes brug af de enkelte § 3-arealer vil afhænge af landskabet, som arealerne indgår i, og § 3-arealerne vil kun indgå som delelementer i flagermusenes levesteder sammen med andre ekstensivt udnyttede arealer og strukturer for yngle- og rastesteder. Uafhængigt af den specifikke naturtype kan løvtræer, broer eller lignende strukturer på eller ved et § 3-areal være yngle- og rastekvarterer for flagermus.

Blandt § 3-naturtyperne har søer og vandløb, ferske enge og moser generelt størst betydning som jagtområder for flagermus. De andre § 3-naturtyper (heder, overdrev og strandenge) og ikke-beskyttede naturarealer kan dog også være afgørende for flagermusenes forekomst og bestandsstatus i et område. Disse arealer kan være vigtige for flagermus som dele af mosaikken af habitater, der tilsammen udgør flagermusenes levesteder, hvis arealerne er vigtige jagtområder på bestemte tidspunkter af året, fx strandenge om foråret, eller ligger på vigtige pendlerruter eller trækruter. Et lille isoleret § 3-areal i områder med intensiv landbrugsdrift, fx et mindre vandhul på en mark, kan have mindre betydning for flagermus end andre § 3-naturtyper i ådale eller tæt ved skov, eller trækruter langs fjorde og indre danske farvande, fx strandeng ved en trækrute tæt på skov.

Ødelæggelse af vigtige jagtområder kan have væsentlig betydning for lokale bestandes status for arter med små home-ranges omkring ynglekolonier.

Kvaliteten af et levested og et områdes bæreevne for flagermus kan ødelægges selv ved små indgreb eksempelvis, hvis træer, broer, bygninger eller andre strukturer med yngle- eller rastekvarterer fjernes. Flagermus er meget stedfaste i forhold til deres yngle- og rastekvarterer.

Flagermusenes levevilkår kan forbedres ved at forbedre og etablere nye insektrige jagtområder, fx vådområder, lysninger i skov, enge og andre permanente, naturlige græsarealer, i tilknytning til egnede yngle- og rastesteder samt ved at skabe bedre læforhold omkring de mere åbne jagtområder (Baagøe og Degn 2007).

Mange af vore flagermusarter kan tage ophold i fuglekasser eller i flagermuskasser. Flagermuskasserne er specielt bygget til flagermus og består som oftest af træ, træbeton eller lignende materialer. I USA har man desuden eksperimenteret med at bygge veritable flagermushuse. Generelt er der grund til skepsis over for brugen af flagermuskasser. De fleste erfaringer viser, at de ikke opfylder alle de krav, flagermusene har til et optimalt opholdssted. Det kan godt lykkes at få visse arter til at yngle i kasserne, men langt hyppigere ser man, at flagermusene kun benytter dem som mellemkvarterer, eller hannerne bruger dem som parringskvarterer. En flok hunner vil ofte forlade op-hængte kasser og finde et andet sted at føde og opfostre ungerne. Flagermuskasser som vinterkvarterer synes at være en endnu dårligere idé, i hvert fald med de dårligt isolerede kassetyper, der normalt bruges. Det anbefales derfor ikke at anvende flagermuskasser i forbindelse med erstatningsnaturprojekter.

På grund af det begrænsede kendskab til de enkelte flagermusarters krav til levestederne er der ikke givet beskrivelser for hver enkelt art ej heller vurderet muligheder for at genskabe levesteder til hver enkelt art.

Hasselmus (*Muscardinus avellanarius*)

Hasselmusen er et af Danmarks mest sjældne pattedyr og den eneste repræsentant for syvsoverfamilien her i landet. Den er i dag truet overalt i sit udbredelsesområde, fordi der er sket en fragmentering af bestandene og en forringelse af dens levesteder.

I Danmark træffes hasselmusen i skovområder, der især er beplantet med løvtræer eller blandingsskov med frodig undervegetation af buske og krat såsom bærbuske, slyngplanter, bregner og varierende urteflora. Desuden forekommer arten i rand- og marginalområder af skoven såsom lysninger, indre og ydre skovbryn, langs skovveje, hugststier, brandbælter, træbevoksede småbiotoper og levende hegn, hvor bevoksningen er varieret og rig på et tilstrækkeligt godt fødeudbud af bladskud, blomsternektar, bær, frugter og insekter. Udover artsrigdom skal levestedet også have træer i forskellige aldersklasser således, at der forefindes ungskov, mellemetager og overstandere, da en sådan fysisk struktur gør det muligt for hasselmusen at færdes uset oppe i vegetationen og finde skjul for prædation, redeplacering og ynglemuligheder. Strukturen vil desuden sikre basis for fødeemner igennem hele den sommeraktive periode. Variation i aldersklasser, lokalklima, som fx skygge/lysforhold sikrer kontinuiteten af fødeudbuddet, da fx bær og frugter i så fald modner over en længere periode, og samtidig må trækronerne ikke være så tætte, at bærbuskenes og træernes blomstring og frugtsætning begrænses. Et stadigt krat, urte- og busklag med grenkontakt til kronetaget sikrer derved både de fysiske og demografiske rammer for hasselmusens foretrukne levesteder.

Hasselmus foretrækker tæt skovvegetation under 10 meters højde med en høj artsrigdom af vedplanter. Bevoksninger med en rig artssammensætning af vedplanter giver sandsynligvis hasselmus et bredt sammensat fødegrundlag. En tæt kronevegetation er givetvis vigtig både med hensyn til skjul for prædatorer og dyrenes muligheder for at bevæge sig omkring i kronelaget. Resultaterne viser, at man kan øge bestandstætheden af hasselmus med en skovforvaltningspraksis, som sikrer et tæt kronedække under 10 meters højde og en så høj artsrigdom af vedplanter som muligt, især arterne brombær, røn og tjørn (Juskaitis 2008, Trout et al. 2012, Ramakers et al. 2014).

Birkemus (*Sicista betulina*)

Birkemus findes i meget forskelligartede habitater lige fra skov, herunder tajga, til hede, eng og dyrket mark. I Danmark er arten fundet i kornmarker, ofte under høst, på enge, strandenge, hede, overdrev samt i kær- og moseområder og i fugtige, åbne skovområder. Observationer af birkemus i skovområder er hyppigere i udlandet end herhjemme. De udenlandske skovområder er typisk åbne nok til at tillade et tæt bunddække af urter og græs, fx Białowieża-skoven i Polen. Observationer fra åbne og oftest fugtige skovområder med tæt bunddække kendes dog også i Danmark, fx fra Jelling Skov.

Særligt i Thy er birkemus registreret i dyrkede marker, men dette fænomen bør nærmere tilskrives to ihærdige læreres særlige registreringsindsats end en udtalt præference hos birkemusen for denne habitat. I udlandet har flere forfattere bemærket, at lokaliteter med birkemus generelt har to fællestræk: En vis fugtighed og en tæt bundvegetation (Møller og Krabbe 2012). Dette har også vist sig at være tilfældet med de fleste danske lokaliteter (Møller og Krabbe 2012). Det fugtige element kan udgøres af vandløb, væld, moser eller

fugtige arealer ud til en fjord. De lokaliteter, som ikke umiddelbart passer ind i denne beskrivelse, såsom kornmarker, hvor mange af de ældre danske fund af birkemus er blevet gjort, ligger oftest lige op ad habitater med den beskrevne fugtighed og tætte vegetation.

Da birkemus går i dvale fra oktober til maj, har de brug for et tørt og frostfrit område, hvor de underjordiske reder kan placeres. Dette område kan enten være en del af sommeropholdsstedet eller ligge et stykke fra dette (Møller og Krabbe 2012). De tre vigtigste vilkår for en succesfuld overvintring er, at stedet er uforstyrret, tørt og frostfrit hele vinteren. De fleste steder, hvor der er blevet fanget birkemus i Danmark, lå det oftest fugtige sommeropholdssted i god forbindelse med det tørre og frostfrie vinteropholdssted. Imidlertid spiller andre mindre kendte forhold øjensynligt også ind på birkemusens valg af levested. Da arten er fundet i meget varierende naturtyper, bør man aldrig udelukke dens tilstedeværelse blot ud fra en overordnet vurdering af et område.

Jorddiger og skrænter er habitatelementer, som indgår i en stor del af de habitater, hvor der er fundet birkemus (Møller og Krabbe 2012). Her kan ploven ikke komme til, og på græssede skrænter er der flere urørte pletter med høj vegetation end på en flad mark eller eng. Netop denne uforstyrrelse gør dem ideelle som ynglesteder for birkemus, fordi både yngle- og overvintningsreder kan ligge urørt året rundt. I områder uden jorddiger eller skrænter er rederne mere udsatte. I habitater med ringe eller ingen forstyrrelse, fx hejder, klitheder og plantager, er jorddiger og skrænter formentlig ikke så afgørende for arten. I meget fugtige områder kan skrænter og diger også have en betydning som sikre redelokaliteter, idet de forbliver tørre om vinteren. Ådale udgør vigtige levesteder for birkemus, men har formentlig også en funktion som spredningskorridorer. Andre mulige spredningskorridorer for arten er de samme som for mange andre småpattedyr: Levende hegn, jorddiger, skovbryn og andre udyrkede arealer.

Veje og åbne arealer (fx pløjemarken) krydses ud fra de hidtidige erfaringer forholdsvis sjældent (Møller og Krabbe 2012). Enkelte veje eller åbne arealer vil sandsynligvis ikke forhindre udveksling mellem populationer, men det er klart, at jo flere sådanne arealer der er i landskabet, og jo større de er, desto større er også den samlede barrierevirkning.

Birkemusens spredningsevne er ukendt. Artens aktionsradius er stor sammenlignet med vores øvrige smågnavere af samme størrelsesorden såsom hos skov- og halsbåndsmus. Det ser ud til, at især hanner og ungdyr har stor aktionsradius, og det er derfor nærliggende at tro, at de også har den bedste spredningsevne. Det vides ikke om unge hunner er lige så omstrejfende som unge hanner.

For at sprede sig skal de naturligvis også kunne skabe en ny population på et givet sted, hvilket vanskeliggøres af artens biologi. Birkemus er afhængige af at kunne finde en egnet overvintringslokalitet i det nye område. Lokaliteten skal kunne holde dyrene tørre og frostfrie om vinteren, men bevare en forholdsvis høj luftfugtighed. Derudover er det også vigtigt, at lokaliteten kan supplere dyrene med rigelig føde. Dette er særligt afgørende tidligt på foråret, når de vågner af deres dvale.

Overordnet kan det konkluderes, at selvom birkemus har evnen til at komme langt omkring, begrænses deres spredningsevne i praksis sandsynligvis af manglen på egnede "trædesten". Da artens udbredelse er fragmenteret, og birkemus yderst sjældent færdes på dyrkede marker og ubevoksede arealer

(Møller og Krabbe 2012), kan det udledes, at udveksling af individer mellem de enkelte populationer i Danmark kun sjældent finder sted. Da birkemus tillige reproducerer sig langsommere end de fleste andre mus og ikke opnår så store bestandstætheder, er artens spredningspotentialer mindre end hos de fleste andre smånavere.

På baggrund af den nylige succes med at påvise hidtil ukendte levesteder for birkemus i 'Projekt Birkemus' (Møller og Krabbe 2012), lader det til, at birkemusen har en større udbredelse i Danmark end den, der kendes til. Udbredelsen er dog stærkt fragmenteret, og mange populationer er isolerede og dermed sårbare. Arealet med egnede levesteder for arten i Danmark er formentlig faldende pga. opdyrkning (herunder sløjfning af diger og udjævning af skrænter), byudvidelse og vejbyggeri. På grund af birkemusens fragmenterede udbredelse og lave bestandstæthed er det særlig vigtigt at være opmærksom på eventuelle trusler, da områder med lokal uddøen sandsynligvis vanskeligt kan rekoloniseres.

Erfaringerne fra projektet peger i retning af, at den væsentligste, nuværende trussel mod birkemusen i Danmark er ødelæggelse af levesteder. Særligt yngle- og overvintringsreder er udsatte, hvis jorddiger fjernes, skrænter udjævnes, og der pløjes og dyrkes tæt hen til kanten af åer og moser. Givet artens ringe reproduktionsrate, vil sådanne voldsomme forstyrrelser kunne præge populationen i længere tid, eller i ekstreme tilfælde udrydde den lokalt. Dette kan fx ske, hvis et jorddige eller en skrænt i et allerede kraftigt opdyrket område fjernes. Også fourageringsområderne skal naturligvis bevares. I områder, hvor der er langt mellem græsarealerne, kan det give alvorlige problemer for en bestand af birkemus, hvis en græsmark, brakmark eller en eng pløjes og tilsås med afgrøder eller energipil.

I forbindelse med 'Projekt Birkemus' viste ådale sig at være et af de primære habitater for birkemus, og det er sandsynligt, at ådale og andre ånære arealer, som ligger udyrkede hen, kan have en vigtig funktion som spredningskorridor for arten (Møller og Krabbe 2012). Det er derfor vigtigt i birkemussammenhæng, at der ikke må plantes flerårige energiafgrøder, som fx pil og poppel i randzoner, langs vandløb. De hidtidige pejlinger af birkemus viser, at større arealer uden bundvegetation af græs og urter, fx tæt pilekrat, højskov, intensivt græssede marker, pløjemarken mv. undgås af arten. Bevoksninger af flerårige energiafgrøder som fx energipil vil højst sandsynligt have den samme effekt og blive undgået af arten og kan i værste fald virke som en stopklods i randzonekorridoren.

Forbedring af yngle- og rasteområder kan eksempelvis ske ved at etablere ugræssede og udyrkede striber langs artens foretrukne habitatelementer, fx åer og andre fugtige områder, jorddiger, skrænter og levende hegn. Dette tiltag ville også være til gavn for mange andre dyr samt planter. Det er vigtigt, at der er en god forbindelse mellem det fugtige habitat og de tørrere overvintringssteder, der dog ikke nødvendigvis ligger ret langt fra hinanden. Reetablering af våde områder vil formentlig også kunne gavne arten på sigt. Nye levesteder kan etableres på hidtil dyrkede marker, som støder helt op til områder med kendt forekomst af birkemus. Fangst med faldfælder i de nye områder (evt. kombineret med radiomærkning og pejling) kan vise, om (og i hvor høj grad) de nye arealer benyttes af birkemus.

Det bør tilstræbes at sikre en forbindelse mellem de eksisterende populationer samt spredningskorridorer til egnede levesteder, ikke mindst fordi fx sløjfning af jorddiger eller udjævning af skrænter kan have store konsekvenser for

en lokal population af birkemus, som har yngle- og overvintringssteder der. Over længere strækninger kan en sådan forbindelse formentlig nemmest sikres vha. permanente randzoner langs vandløb. Sådanne randzoner er netop blevet besluttet i forbindelse med den nye randzonelov. For at gavne birkemus bør disse zoner fremstå så naturlige som muligt, dvs. med græs- og urtevegetation og evt. med spredte buske. Tilplantning med energiafgrøder som del af en større, sammenhængende mark vil som tidligere nævnt kunne bewirke, at arealerne undgås af arten, og randzonens korridoreffekt brydes.

Der bør om muligt også sikres et antal mere tørre arealer i forbindelse med en randzonekorridor langs vandløb. Særligt, hvis afstanden mellem eksisterende populationer er stor, vil der formentlig ikke ske en udveksling af dyr uden "trædesten" i form af potentielle yngle- og overvintringshabitater. I ådale kan dette gøres ved, at hele ådalen holdes fri for opdyrkning. I fladere ånære områder kan der etableres jorddiger eller lysåbne levende hegn (eksisterende eller nyetablerede) i direkte forbindelse med åens randzone. De levende hegn eller jorddiger bør være flankeret af udyrkede striber, som er min. 5 meter brede. Sådanne flankerede hegn og diger kan sandsynligvis også bruges som spredningskorridor, fx hvis der ikke eksisterer en "vandforbindelse" mellem to populationer.

6 Sammenfatning

6.1 Erstatningsnatur i Danmark

Når man ser bort fra en fast tradition for erstatningsskov ved rydning af fredsskov, har etablering af erstatningsnatur som kompensation for tabte naturverdier primært været brugt i forbindelse med større infrastrukturprojekter. En undersøgelse af 67 VVM-redegørelser (Larsen et al. 2015a) fra vejanlæg, broer, tunneller, jernbaner, kabler, samt vand-, gas- og olieledninger har således vist, at afværgehierarkiet er anvendt i vidt omfang. Afværgehierarkiet har til formål at sikre, at aktiviteter ikke har unødvendig skadevirkning på miljø og natur. Principperne i afværgehierarkiet er, at man i første trin forsøger at undgå skade, fx ved at flytte aktiviteten til et andet område. Hvis dette ikke er muligt, forsøger man at minimere de negative effekter, selvom aktiviteten udføres. Endelig - som den sidste udvej - reparerer og kompenserer man for de skader, der måtte ske i forbindelse med aktiviteterne ved hjælp af naturgenopretning eller etablering af erstatningsnatur andre steder (Larsen et al. 2015b). Langt de fleste afværgeforanstaltninger i Danmark er minimerende tiltag (Larsen et al. 2015a).

Som en del af udredningen af erfaringerne med erstatningsnatur i Danmark har vi udsendt et spørgeskema til 27 af de 98 danske kommuner og Naturstyrelsen (udelukkende etablering af ny natur) samt Vejdirektoratet, Banedanmark og Energinet. Tilbage meldingen viser, at erstatningsnatur primært etableres i forbindelse med motorvejsanlæg, broer, jernbaner og udbygning af el-nettet, men der er også eksempler på udlæg af erstatningsbiotoper i forbindelse med udvidelse af industrigrunde og anlæg af cykelstier (se appendiks). Hertil kommer en række overtrædelsessager hvor kommunerne stiller som vilkår, at der bliver etableret ny natur som erstatning for det tabte.

Vandhuller som levesteder for padder er den suverænt mest udbredte naturtype i erstatningsnatursagerne i spørgeskemaundersøgelsen (se appendiks). Der er relativt få eksempler på etablering af terrestriske erstatningsbiotoper, og her er det primært erstatning eller udlæg af nye naturarealer med enge og overdrev, mens der kun er ganske få eksempler på erstatning af heder, moser og strandenge. Femern Bælt-forbindelsen vil føre til den største arealinddragelse i forbindelse med et anlægsprojekt inden for de seneste årtier med erstatning af 38 ha § 3-beskyttede søer, vandhuller, vandløb, strandenge, ferske enge, moser og overdrev (se afsnit 3.3.4). En række erstatningsnatursager har haft som målsætning at etablere erstatningslevesteder for bestemte arter eller artsgrupper. Det er i langt de fleste tilfælde padder generelt eller bilagsarter af padder som klokkefrø, løgfrø eller stor vandsalamander, der indgår i målsætningen. I mere sjældne tilfælde har formålet været at skabe levesteder for markfirben, bestemte arter af dagsommerfugle eller orkidéer.

Man vælger ofte at udlægge et større erstatningsareal for at kompensere for tabet af et levested og dets naturkvalitet og for at sikre det nye område bedre betingelser for at udvikle en god naturtilstand med større robusthed, variation og beskyttelse af kerneområde mod negative påvirkninger fra den omgivende arealdrift.

I langt de fleste projekter udlægges erstatningsbiotoperne samtidig med eller efter at det nedlagte naturareal er inddraget til anden anvendelse. En sjælden

undtagelse er Femern Bælt-forbindelsen, hvor erstatningsarealerne er udlagt flere år før arealinddragelsen finder sted.

6.2 Ny natur på dyrkede marker i Danmark

Siden slutningen af 1980'erne er der gennemført en meget lang række vådområdeprojekter i Danmark, der sammenlagt dækker mere end 25.000 ha. Der er ingen eksakt viden om, hvor stor en andel af arealet der var dyrkede marker før gennemførelsen, men det vurderes at omfatte mindst 10.000 ha. Vådområdeprojekterne har hovedsageligt omfattet etablering af nye søer og genslyngning af vandløb, men ændringerne i de hydrologiske forhold har også ført til udvikling af nye moser, ferske enge og strandenge. I en stor del af projekterne har det primære formål været at nedbringe næringsbelastningen af grundvand, kystvande, søer og vandløb (fx vandmiljøplanerne og vandplanindsatsen), og hvor udviklingen må forventes at gå i retning af relativt næringsrige naturarealer. Der er dog også gennemført egentlige naturgenopretningsprojekter, hvor formålet har været at udvikle gode naturområder og levesteder. Herudover er der etableret et meget stort antal vandhuller (små søer). Naturstyrelsen vurderer, at der er skabt op mod 800 nye vandhuller og søer på statens arealer i perioden 1994-2016.

I samme periode har der været gennemført en række naturgenopretningsprojekter (primært naturforvaltningsmidlerne og LIFE-projekter) på højbundsjorderne, men ikke så mange, hvor formålet har været at udvikle nye overdrev, heder og klitter på opgivne marker. I de senere år har der været fokus i kommunerne og i Naturstyrelsen på at udvide arealet med overdrev, der jo har en begrænset arealmæssig udbredelse i Danmark. Det er uvist hvor mange projekter, der er gennemført lokalt i kommunerne, men det vurderes at være af beskedent omfang. I de seneste årtier har Naturstyrelsen udtaget mere end 100 ekstensivt dyrkede marker af omdrift (med et samlet areal på over 1200 ha) med henblik på at udvikle nye overdrev og heder.

Fælles for genopretningsprojekterne er, at der ikke er foretaget en systematisk registrering af arealanvendelsen i projektområderne, før genopretningen fandt sted, og ofte er der heller ikke gennemført en opfølgende dokumentation af udviklingen. Der mangler derfor viden om, hvor stor en del af de genoprettede arealer der har udviklet sig fra dyrkede marker eller andre arealtyper til gode levesteder.

Sammenlignet med de egentlige genopretningsprojekter er omfanget af erstatningsnatur i forbindelse med anlægsprojekter og andre projekttyper med inddragelse af beskyttet natur ret begrænset.

Arealet med tidligere dyrkede marker i succession mod natur har været væsentligt større end i dag. I starten af 1990'erne blev landbruget i EU pålagt at udtage en vis del af jorden til braklægning, med henblik på at mindske fødevareproduktionen. Brakforpligtigelsen blev ophævet fra 2008, og inden for to år blev 115.000 ha, svarende til 80 % af det tidligere brakareal, opdyrket (Normander et al. 2009). På disse arealer havde der været en unik mulighed for at studere naturudviklingen på opgivne marker, men der var ingen systematiske undersøgelser af brakmarkernes naturindhold. I dag er der udlagt 5.700 ha med støtte fra de 20-årige støtteordninger om udtagning af agerjord (1996-2002) (Landbrugsstyrelsen 2017). En del af aftalerne udløber i 2017, herunder de tidligere marker i LIFE-projektet i Vadehavet. Der er heller ikke foretaget eller planlagt undersøgelser af, hvordan disse arealer har udviklet sig.

Som en del af den statslige naturplanlægning inden for Natura 2000-områderne vil der i de kommende år blive mulighed for økonomisk støtte til sammenkædning af arealer med habitatnatur, herunder udtagning af dyrkede marker. Udviklingen af naturindholdet på en del af disse arealer vil indgå som en del af NOVANA-programmets effektovervågning.

6.3 Hvad ved vi om udvikling af erstatningsnatur?

6.3.1 Dokumentation

Som vist i denne udredning er der kun undtagelsesvis foretaget en dokumentation af biodiversitetseffekterne af de gennemførte projekter med etablering af ny natur. Det hænger sammen med, at der med ganske få undtagelser (fx Skjern Å, etablering af det nationale vindmølle-testcenter i Østerild og Femern Bælt) ikke har været et krav om effektovervågning i projekterne, eller at en overvågning er sket ved en meget ekstensiv eller kortvarig registrering af ændringerne. Således overvåges udviklingen på erstatningsbiotoperne kun i de første fem år i Femern Bælt-projektet. I mange projekter foretages et tilsyn med erstatningsarealerne uden en systematisk registrering af tilstanden, og i andre projekter foregår dokumentationen ved frivillige inventeringer med registreringer af artsforekomster for forskellige organismegrupper. Som det fremgår af samlingen af naturprojekter i denne rapport, er der heller ikke planer om overvågning i langt de fleste nyere projekter. Den bedste dokumentation findes i de nyere EU-finansierede LIFE-projekter, men selv her er vidensopbygningen relativt begrænset, og oftest sker der ingen opfølgning efter projektperiodens udløb.

Vi har derfor kun begrænset viden om, hvor hurtigt der udvikles nye naturarealer efter ophørt dyrkning på dyrkede marker, hvilken betydning udgangspunktet har, og hvordan forskellige aktive indsatser for at nedbringe mængden af næringsstoffer, genoprette hydrologiske processer eller assistere arternes spredning kan bidrage til en gunstig naturudvikling.

I de seneste ændringer af VVM-direktivet er der som noget nyt stillet krav om, at der fastlægges ”en beskrivelse af alle projektets særkender og /eller de foranstaltninger, der påtænkes truffet for at undgå, forebygge eller begrænse og om muligt neutralisere væsentlige skadelige indvirkninger på miljøet, samt, hvis det er relevant, overvågningsforanstaltninger” (Europa Parlamentet 2014). Bestemmelserne er implementeret i § 12 i den danske lovgivning ved bekendtgørelse af lov om miljøvurdering af planer og programmer og af konkrete projekter (VVM), der trådte i kraft den 18. maj 2017 (Miljø- og Fødevareministeriet 2017). Her fremgår det, at miljørapporterne, ud over en vurdering af projektets sandsynlige væsentlige indvirkning på miljøet, fremover også skal indeholde ”en beskrivelse af de påtænkte foranstaltninger vedrørende overvågning af de væsentlige indvirkninger på miljøet”. I flere nye vejprojekter har Vejdirektoratet således planlagt at følge udviklingen af erstatningsarealerne gennem de første ti år, med start fra 2017 (se appendiks A, cases 92-95).

Den sparsomme viden om, hvilken type natur, der udvikler sig på opgivne marker, hvilke arters levestedskrav, der opfyldes, og hvor hurtigt den nye natur udvikler sig, findes næsten udelukkende som personlige erfaringer i kommunerne eller Naturstyrelsens lokale enheder, og er dermed ikke umiddelbart eller fremadrettet tilgængelig. Dette gør det vanskeligt at drage nytte af andres erfaring, og forvaltningen foregår derfor på et meget spinkelt evidens-

grundlag. Siden 2012 har det været muligt at registrere naturforvaltningsprojekter i databasen Naturdok (www.naturdok.dk) med henblik på at udveksle erfaringer og bidrage til omkostningseffektiv og evidensbaseret forvaltning af naturen. Dette er en mulighed som kun meget få benytter sig af. I denne udredning har vi forsøgt at indsamle en del af den lokale viden om naturudviklingen på opgivne marker og eksemplerne fra spørgeskemaundersøgelsen er vist i appendiks A som et bidrag til erfaringsudvekslingen.

Den tilgængelige viden om hastigheden og retningen af den naturlige succession findes primært i den internationale videnskabelige litteratur og studier af enkelte arealer, hvor de lokale forhold kan have helt afgørende betydning for udviklingen, og hvor det derfor er vanskeligt at vurdere, om udviklingen er udtryk for et generelt mønster og er anvendelige på danske forhold.

6.3.2 Vi ved meget lidt om langtidseffekterne

Der er meget lidt dokumentation af langtidseffekter både fra Danmark og i den internationale litteratur. I de få danske projekter, hvor der er foretaget en effekt-overvågning dækker dokumentationen ikke ret mange år efter etableringen. Det gælder helt generelt for LIFE-projekterne, hvor finansieringen af overvågningen er en integreret del af projekternes økonomi, der typisk udløber få år, efter at levestedsforbedringerne er gennemført. Overvågningen af klitvegetationens udvikling efter rydning af nåletræer i det nationale vindmølle-testcenter i Østerild er et enkeltstående eksempel på et anlægsprojekt med et 10-årigt overvågningsprogram. I den videnskabelige litteratur rækker et fåtal af de publicerede studier længere end de første få år efter genopretningens start. I de fleste tilfælde ved vi derfor ikke, om arealerne udvikler sig til de naturtyper, der var opstillet målsætning for, eller om de enkelte arter indfinder sig. I andre tilfælde er der måske nok dokumentation for at arterne indfinder sig, men om bestandene er levedygtige over en årrække er stort set ikke dokumenteret. For stor vandsalamander tyder den sparsomme evidens på at translokerede bestande kunne opretholde sig på længere sigt (Lewis 2012).

6.4 Naturens erstattelighed

6.4.1 Der er stor forskel på naturens erstattelighed

Første skridt i etableringen af erstatningsnatur, *der på sigt udvikler en kvalitet, der som minimum svarer til den nedlagte natur*, er at begrænse nedlæggelsen til arealer, der med en vis sandsynlighed kan erstattes inden for en rimelig årrække. En række naturtyper er så unikke, at de i princippet er uerstattelige. Et godt eksempel er højmoserne, der dannes ved tørveopbygning gennem tusindvis af år (og under særlige klimatiske forhold), men også relativt upåvirkede naturarealer med en ekstremt lav tilgængelighed af næringsstoffer, såsom våde heder, kalkoverdrev, næringsfattige enge og rigkær, kan være uhyre vanskelige eller umulige at genskabe ved udtagning af dyrkede marker, da de forudsætter helt særlige jordbunds- og fugtighedsforhold, fx tilstedeværelse af kalk, særligt lavt næringsindhold, høj vandstand med næringsfattigt vand mv.

De svært erstattelige naturarealer har typisk en lang kontinuitet i livsvilkårene, og her er plante- og dyrelivet og samspillet mellem arterne mere veludviklet, specialiseret og unikt. Her udvikles strukturer som loer og saltpander, trykvandspåvirket bund, tuer, knolde, engmyretuer, nedbidte træer og buske med fodpose, artsrige krat, gamle træer og dødt ved eller tykke tørvelag, der

forhindrer eller mindsker kontakten til grundvandet. Naturarealerne er levesteder for rensdyrlaver og tørvemosser, en lang række følsomme plantearter (fx strand-mandstro, djævelsbid, hjertegræs, guldblomme, leverurt, engblomme samt arter af ulvefod og soldug) og specialiserede insekter som ensianblåfugl, der både er afhængige af bestemte arter af myrer og planten klokkeensian.

En andel af de beskyttede naturarealer har en ringe eller dårlig tilstand, primært som følge af næringspåvirkning, afvanding og omlægning, og er væsentligt nemmere at erstatte. Vegetationen på disse arealer er ofte forarmet, og de fungerer som udgangspunkt ikke som levesteder for følsomme plantearter og den del af biodiversiteten, der er knyttet til en veludviklet vegetation. På disse arealer skal der en omfattende forvaltningsindsats til for at genoprette værdifulde levesteder for sjældne og truede arter. Genopretningsindsatsen på forarmede naturarealer vil dog som oftest være mindre end ved etablering af erstatningsarealer på dyrkede marker, og selv på arealer i en ringe eller dårlig naturtilstand kan der være sporadiske forekomster af sjældne eller truede plantearter i vegetationen eller frøbanken. Endelig kan tilgroede arealer rumme store potentialer for naturgenopretning, fordi de ikke har været omlagt og gødsket intensivt.

Der er opnået betragtelig erfaring med etablering af erstatningsvandhuller for padder. Nogle arter som spidssnudet frø og stor vandsalamander stiller mindre specifikke krav til den nøjagtige udformning og placering af erstatningsvandhullet, og det vil i mange tilfælde være muligt at etablere nye egnede levesteder til disse arter, især når vandkvaliteten er god. Andre paddearter som klokkefrø og løgfrø er enten afhængige af overdrevslignende fourageringsområder i umiddelbar nærhed af vandhullet eller er mere krævende i forhold til lysindfald på vandhullet.

Der er opnået erfaringer med etablering og forbedring af levesteder for nogle fredede insekter som fx hedepletvinge i projektet LIFE Aspea, men for de fleste fredede insekters vedkommende er der få eller ingen danske erfaringer med etablering af erstatningsnatur for de enkelte arter. For at kunne etablere erstatningslevesteder for arter som eremit, der er afhængig af gamle træer, er det naturligtvis en forudsætning, at sådanne træer allerede findes på erstatningsarealerne. Tilsvarende gælder det for flagermus, at de stiller kritiske krav til især overvintringsområderne. For andre arter som birkemus er vores viden om præcis de krav, de stiller til levestedet, endnu ikke ordentligt forstået.

Orkidéernes store spredningsafstand gør, at de potentielt kan etablere sig på tidligere dyrkede arealer. Et fællestræk for alle danske orkidéer er dog deres krav om ugødskede og usprøjtede forhold på voksestederne. Nogle orkidéarter er specialister, der lever under specifikke jordbundskår, hvor deres svampepartner kan trives. Andre har bredere økologiske krav og forekommer derfor i flere vegetationstyper; enkelte er særdeles spredningsaktive og kan derfor optræde mange steder – også på steder, hvor jordbunden ændres ved ekstensiv dyrkning eller anden forstyrrelse eller på braklagte arealer. Således er fx priklæbet gøgeurt og biblomst registreret på nye lokaliteter inden for de senere år. Det er dog ikke tilstrækkeligt forstået, præcist hvilke forhold der skal være til stede, for at et levested er egnet for bestemte arter af orkidéer.

6.4.2 Udviklingshastigheden

Der er meget stor forskel på, hvor hurtigt erstatningsnaturen udvikler en kvalitet, der som minimum svarer til den nedlagte natur. Hvis det nedlagte areal havde en høj eller god naturtilstand, vurderes det at tage langt over 50 eller 100 år at genskabe en tilsvarende kvalitet for en lang række naturtyper. Dette er endda under den forudsætning at der sker en nøje udvælgelse af erstatningsarealets placering i forhold til spredningskilder og påvirkninger fra det omgivende landskab, samt at der ydes en aktiv indsats for at genoprette de rette økologiske kår og assistere arternes spredning til arealet. At det tager lang tid at genoprette artsrige levesteder, er påvist i en fransk undersøgelse af kalkoverdrev, hvor der var tydelige forskelle i vegetationens sammensætning og jordbundforholdene mellem opgivne agre og upåvirkede kalkoverdrev 100 år efter dyrkningens ophør.

I modsætning til de terrestriske naturtyper vil der med en omhyggelig udvælgelse af erstatningsarealer kunne etableres nye søer og vandhuller af en tilsvarende eller højere levestedskvalitet inden for et begrænset tidsrum (3-10 år). Hvis vandets kvalitet (indholdet af kvælstof og fosfor) er tilstrækkelig god til at opholde en høj gennemsigthed, også på længere sigt, er det dog muligt at etablere de mere sjældne næringsfattige søtyper inden for en relativt kort periode.

En andel af de beskyttede naturarealer har en ringe eller dårlig naturtilstand, og mange af disse kan erstattes inden for en kortere årrække med en tilsvarende naturtilstand, dog under den forudsætning, at erstatningsarealet udvælges nøje, og/eller at der gennemføres en aktiv indsats for at nedbringe mængden af næringsstoffer og assistere arternes spredning. Hvis de rette hydrologiske forhold er til stede, vil der relativt hurtigt udvikles et naturligt plante- og dyreliv i søer og vandhuller (1-5 år), kildevæld (< 10 år), moser, domineret af konkurrencesterke arter (< 10 år) og kulturrenge domineret af almindelige og vidt udbredte arter (5-15 år). Hvis der sikres kontakt mellem marken og havet, kan der udvikles nye strandenge, med rørsumpvegetation eller almindelige og vidt udbredte strandengsplanter inden for 10-15 år. Overdrevspartier med almindelige overdrevsplanter kan genskabes inden for 10-15 år, særligt på de mest tørre og sandede jorder, mens det typisk tager lidt længere tid at udvikle nye heder (10-30 år). Uden en nøje udvælgelse af egnede erstatningsarealer eller aktive indsatser vil det tage væsentligt længere tid at udvikle nye naturarealer på dyrkede marker.

Det er vigtigt at være opmærksom på, at nogle arealer i en ringe eller dårlig naturtilstand er under forandring (fx ved tilgroning), og de kan derfor rumme et stort potentiale for naturgenopretning. Tilsvarende kan det være vanskeligt at erstatte arealer, der har opbygget særlige strukturer, som fx engmyretuer, tykke tørvelag, partier med artsrige krat, loer og saltpander og trykvandspåvirket bund med tuer og knolde, når udgangspunktet er dyrkede marker.

Successionsstadierne på opgivne marker, særligt på vej mod overdrev og heder, kan i mange tilfælde bidrage med blomsterrige plantesamfund (evt. med ganske få vidt udbredte arter), der efter få år kan være en vigtig pollen- og nektarressource for de vilde bestøvere som bier, svirrefluer og sommerfugle, og de kan dermed også skabe levesteder for fødenettet af rovdyr, parasitter og parasitoider.

Der er også meget store forskelle på, hvor hurtigt arterne responderer på udviklingen af nye egnede levesteder. Begrebet 'colonisation credit' er introduceret for at beskrive den situation, hvor naturgenopretning endnu ikke har ført til indvandring af arter, selvom levestederne er etableret. Der er god evidens for, at fugle responderer hurtigt på etablering af nye vådområder (fx i Skjern Å og Filsø), også selvom levestederne har en relativt dårlig kvalitet for planter og mange andre arter. Fra vådområdeprojekter er der tegn på at mange arter (særligt padder og fugle) indfinder sig forholdsvis hurtigt, mens fx antallet af specialistplantearter i kalkrige vådområder afhænger af vådområdets alder (Horsák et al. 2012). Men selvom spredningsbegrænsning er velbeskrevet for plantearter fra enge, overdrev og moser, så kan disse naturtyper kun udvikles, hvis arealerne ikke er belastet med næringsstoffer fra tidligere dyrkning eller tilledning af næringsrigt overfladevand, og der er en egnet dynamik med græssende dyr og naturlig hydrologi (Ejrnæs et al. 2006).

En dansk undersøgelse, som inkluderer både marker og naturarealer (Oddershede et al. 2017) har vist, at tid (antal år uden dyrkning) er en vigtig faktor for både planterigdom og antallet af sjældne plantearter og insekter. Derudover fandt man ved hjælp af eDNA-undersøgelser ud af, at lang kontinuitet giver regnorme og svampe mulighed for at udvikle samfund, som adskiller sig fra det, der findes i agerjord. Jordorganismerne er med til at strukturere de overjordiske organisme-dynamikker. Når et areal med agerjord overlades til naturlig succession, vil samfund udvikle sig over tid, og interaktionerne vil forstærkes. Ligeledes peger eksperimentelle studier på, at etableringen af specialiserede planter på restaurerede kalkrige overdrev er afhængig af både frøspredning og passende spiringsmuligheder (Piqueray et al. 2013).

Nedlæggelsen af et naturareal bør ideelt set først ske, efter at erstatningsarealerne har udviklet en sammenlignelig tilstand og reelt kan fungere som erstatningsbiotop for de arter, der mister deres levesteder. Dette er naturligvis afgørende vigtigt, hvis der findes sjældne eller rødlistede arter i det område, som nedlægges. I nogle tilfælde, især for padderarter som strandtudse og grønbroget tudse, kan denne tilstand opnås allerede efter et til to år, men for andre arter tager det meget længere tid før erstatningsarealerne kan tilgodese alle krav til arternes levesteder. Desuden er der stor usikkerhed forbundet med hvorvidt det er muligt at genskabe levestederne, både fordi de enkelte arters krav ikke er tilstrækkeligt belyst, og fordi der ikke er erfaringer med at etablere sådanne levesteder direkte fra dyrkede marker.

6.4.3 Udviklingen af erstatningsnatur er forbundet med stor usikkerhed

For de vilde dyr og planter kan det have stor betydning, at det tager lang tid at genskabe et tabt levested. Et erstatningshabitat, der fx skal kunne huse ynglende rørdrum eller plettet rørvagt, kan tage over 10 år, at blive etableret, hvis det kræver, at en ny rørskov først skal vokse op. I mellemtiden vil fuglenes potentielle yngleareal være mindre end før, der skete en arealinddragelse på deres tidligere ynglepladser. Udlægges nye strandenge, kan der gå op til 20 år, før strukturen i jordbunden er gendannet, så den giver et optimalt fødegrundlag til ynglende vadefugle (Kahlert m.fl. 2007). Derfor kan det være relevant at vurdere om en habitatødelæggelse har et omfang, som risikerer at føre til lokal uddøen af truede eller målsatte arter eller væsentlige nedgange i bestande lokalt eller nationalt. Da nyetablerede strandenge derfor i de første mange år sandsynligvis vil huse en lavere bestand af vadefugle, vil der eventuelt kunne kompenseres herfor ved at udlægge et erstatningshabitat, der er flere gange større end det reelle habitattab.

6.5 Hvad kendetegner et godt erstatningsareal?

6.5.1 Udgangspunktet er afgørende

En dyrket mark er oftest et vanskeligt udgangspunkt for udvikling af natur. Det hænger sammen med, at jordbunden er afvandet og næringsrig, frøbanken er udpint efter mange års dyrkning, der er lang afstand til egnede spredningskilder, og der er en stor randpåvirkning fra det omkringliggende dyrkningslandskab. Mulighederne for at udvikle en tilstand svarende til den tabte natur øges markant ved en nøje udvælgelse af egnede erstatningsarealer med hensyntagen til jordbundens indhold af næringsstoffer (særligt fosfor), graden af hidtidig landbrugsmæssig udnyttelse, muligheden for at skabe kontakt til næringsfattigt grundvand og overfladevand, afstanden til egnede spredningskilder og påvirkningsgraden fra det omkringliggende landskab (herunder naturtætheden).

Der er meget stor forskel på de dyrkede markers potentiale for udvikling af ny natur. I naturgenopretningsprojekter foretages der derfor en nøje udvælgelse af de mest marginale dyrkningsjorder (fx tørre sandjorder, tunge lerjorder eller vandlidende tørvejorder) på kuperet eller lavtliggende terræn, hvor næringspuljen er lille og dyrkningshistorien er kort og ekstensiv. I de nyere projekter er der tillige et stort fokus på at udlægge nye naturarealer i nærheden af egnede spredningskilder.

Et sluttet plantedække med flerårige kulturgræsser og kløver kan udgøre en uoverstigelig barriere for kolonisering af de vilde planter, der karakteriserer de lysåbne naturtyper. Hvis succession derimod starter med bar jord, øges sandsynligheden for, at der sker en kolonisering af frø og andre spredningsenheder, enten fra jordens frøbank eller via spontan spredning fra omgivelserne. For få år siden var det almindelig praksis i Danmark at afslutte genopretningsprojekter med at udså en kløvergræsblanding, så der var noget at spise for de græssende dyr (fx Skjern Å, Ny Sprogø og mange flere). I de senere år har der været en stigende opmærksomhed omkring værdien af at udlægge ny natur på bar jord uden tilsåning af græs og kløver, fordi der er evidens for betydningen af, hvilke planter der kommer først (Ejrnæs et al. 2006). I både de kommunale og statslige projekter med udlægning af erstatningsnatur og nye naturarealer findes der således mange eksempler på arealer udlagt i stub, med en pløjning eller en mere overfladisk strigling eller harvning.

6.5.2 Nærhed til donorarealer

Mange af de karakteristiske planter fra de lysåbne naturarealer er kendetegnet ved en meget begrænset spredningsevne. Hos disse arter falder frøene inden for få meters afstand fra moderplanten og transporteres eventuelt nogle få meter mere af myrer eller andre insekter. Hertil kommer, at frøbanken for de fleste arter knyttet til de lysåbne naturtyper har en meget kort levetid, og de fleste marker har været dyrket gennem mange årtier. Tilsvarende har de fleste dyrearter på habitatdirektivets bilag begrænset spredningsevne, selvom den for mange arter ikke er velundersøgt. Dyrns evne til at sprede sig er heller ikke altid relevant, hvis de i praksis ikke spreder sig, selvom de fysiologisk er i stand til det. For eksempel viser fangst-genfangst studier af truede dagsommerfugle som hedepletvinge, at meget få individer står for egentlig spredning, mens hovedparten af individerne holder sig indenfor et meget lille område.

Naturudviklingen på erstatningsarealerne afhænger derfor af, om der i den umiddelbare nærhed findes velfungerende naturarealer, hvorfra vilde dyr og

planter kan genindvandre. Denne forudsætning var opfyldt næsten alle steder frem til midten af 1900-tallet, hvor planter fra overdrev og enge voksede på enhver uopdyrket plet i agerlandet – grøftekanter, markskel og gravhøje. Sådan er det ikke længere, og det er derfor nødvendigt at tænke over, hvor arterne skal komme fra, hvis man opgiver dyrkningen af en mark med det formål at lade den udvikle sig til natur.

Der er en øget forståelse af at udlægge nye naturarealer i sammenhæng med eksisterende naturarealer. I nogle kommuner, eksempelvis Vejle Kommune, arbejder man meget målrettet på at øge naturtætheden omkring de bedste naturlokaliteter, og nye naturarealer (fx erstatningsbiotoper) placeres så vidt muligt i forbindelse med disse. Men da meget også afhænger af velvilje hos lodsejere og andre projektinvolverede, placeres erstatningsnaturen ikke altid optimalt i forhold til fx landskabelig sammenhæng.

Potentialet er størst, når tætheden af natur i omgivelserne er høj (Vinther et al. 2017). Den største gevinst ved etablering af erstatningsbiotoper høstes ved at udlægge dem, så de bidrager til at skabe store, sammenhængende naturområder, som kan forvaltes mere naturnært, og hvor der er plads til naturlige processer, herunder helårsgræsning, naturlig hydrologi og spredning af frø med de græssende dyr. Sådanne områder vil være mindre påvirkede af randeffekter fra det dyrkede land og mindre sårbare over for lokal uddøen på grund af ringe bestandsstørrelse. Det gælder særligt specialistarter med ringe spredningsevne, som ikke vil kolonisere små erstatningsarealer i områder med lav naturtæthed (Horsák et al. 2012).

Et erstatningsareal kan godt bidrage med en merværdi til naboarealerne og til det landskab, arealet befinder sig i, inden det har udviklet sig til en beskyttet tilstand eller en tilstand svarende til det tabte areal, det skal erstatte. Eksempelvis kan erstatningsarealerne udlægges, så de bidrager til at sikre eksisterende naturarealer mod næringsbelastning – typisk, hvor erstatningsarealet placeres som buffer mod dyrkede marker og derved medvirker til at beskytte overdrevet mod påvirkning med næringsstoffer og pesticider. Et erstatningsareal vil eksempelvis også kunne bidrage med blomsterressourcer til bestøverfaunaen, idet almindelige planter som lav ranunkel, dueurter, agertidsel, rød-kløver mv. kan være udmærkede nektarplanter. Desuden kan en hensigtsmæssig placering af erstatningsarealet forhindre, at bestande af arter i naturområderne reduceres gennem randpåvirkning fra omkringliggende arealer der ikke tilbyder levesteder for den pågældende art. Endelig vil en højere naturtæthed bidrage til at sikre en mere omkostningseffektiv naturforvaltning gennem fx samgræsning af større arealer eller ved at åbne mulighed for at kunne genskabe naturlig hydrologi i området. På trods af disse gevinster bør det dog sikres, at erstatningsnaturarealet kompenserer for samtlige naturværdier indeholdt i formålet med dets etablering.

6.6 Udviklingen kan hjælpes på vej

På intensivt dyrkede marker med en stor næringspulje, afvandet jordbund og lange afstande til egnede spredningskilder er det vanskeligt at genskabe en gunstig naturtilstand. Her kan det være nødvendigt at hjælpe udviklingen på vej ved at udpine jordbunden, ændre de hydrologiske forhold og/eller assistere arternes spredning. Disse aktive indsatser har dog ikke været afprøvet i ret mange projekter i Danmark, og de fleste er relativt nye. Vi ved derfor ikke ret meget om, hvilke indsatser der virker.

Der er en øget forståelse af, at jordens næringsstatus har betydning for, om der kan etableres god natur, og i naturgenopretningsprojekter foretages der typisk en nøje udvælgelse af de mindst næringsbelastede områder. Udpining af jordbundens næringspulje kan med fordel ske, før arealet lægges i succession mod natur, og metoderne varierer fra fjernelse af næringsstoffer bundet i biomassen (gentagne høslæt eller dyrkning af afgrøde uden gødskning) til nogle mere effektive, men samtidig ret hårdhændede og omkostningstunge metoder, der flytter de næringsrige jordlag væk fra planternes rødder (reolpløjning eller afskrabning). De danske erfaringer med disse metoder er meget sparsomme, men udenlandske studier af udpiningsmetoder ved høslæt eller dyrkning af afgrøder uden gødskning peger på, at det kan tage ganske mange år (årtier) at nedbringe næringspuljen til et niveau, der understøtter en gunstig naturudvikling. I mange danske projekter er der en forventning om, at næringsstofferne kan eksporteres fra arealerne ved opfølgende pleje i form af græsning eller høslæt (se appendiks A). Der mangler dog viden om, hvor effektivt jordbunden udpines for næringsstoffer ved denne mere ekstensive metode.

Vi har mange erfaringer med at grave nye søer og at genslynge vandløb og etablere våde enge i de vandløbsnære arealer i forskellige vådområdeprojekter, hvor det primære formål er at omsætte næringsstoffer. Af samme grund er de genoprettede biotoper typisk meget næringsrige og dermed mindre egnede som levesteder for andet end konkurrencesterke planter og den biodiversitet, der er knyttet hertil. Der er langt mindre erfaring med, hvordan man genopretter kontakten til næringsfattigt overfladevand og grundvand, der er forudsætningen for, at udviklingen forløber mod artsrige levesteder i næringsfattige naturenge, rigkær, kildevæld og hængesække.

I mange lande er det almindelig praksis at assistere arternes spredning i genopretningsprojekter, og der er udviklet manualer til indsamling og spredning af frø, hø og tørv (jordbund med levende planter i). Men der er ikke mange studier, der har dokumenteret effekterne ud over de første år efter etableringen. I Danmark er erfaringerne med at assistere spredningen af arter primært begrænset til padder og i et vist omfang krybdyr. Der er flyttet rundt på padderbestande i årtier, men vi ved ikke ret meget om andre arter eller om, hvordan vegetationens udvikling bedst optimeres ved at sprede frø, hø og tørv. I en del danske projekter, herunder en væsentlig del af projekterne på statens arealer, er arternes spredning fra naboarealerne optimeret ved at forvalte de nye naturarealer sammen med de eksisterende naturarealer. Men der mangler dokumentation af, hvilken effekt samgræsning har på arternes spredning for forskellige naturtyper.

Der er planlagt eller gennemført græsning eller høslæt på en forholdsvis stor andel af de nye naturarealer, som vi har indsamlet erfaringer fra i denne udredning. På Naturstyrelsens arealer er mere end tre fjerdedele af de nye naturarealer forvaltet (ofte samgræsning med tilstødende naturarealer), og i de kommunale projekter er der gennemført eller planlagt græsning eller høslæt på to ud af tre områder med ny natur og erstatningsnatur.

6.7 Alternative udlægnings af erstatningsnatur

I udredningen af de danske erfaringer med etablering af erstatningsnatur fremgår det, at der i flere kommuner er fokus på at benytte erstatningsarealer, der allerede har udviklet en tilstand svarende til § 3-beskyttet natur. Det gælder eksempelvis allerede beskyttede naturarealer inden for byzoner og sommerhusområder, der er lokalplanlagt, før naturbeskyttelseslovens ikrafttrædelse i 1992, og som følge af lovens undtagelsesbestemmelser ikke er beskyttet

mod arealinddragelse til bebyggelse og infrastruktur. I et vejprojekt i Hjørring Kommune har man valgt at erstatte inddragelsen af et mindre §3-overdrev (på 1,3 ha) ved at hæve beskyttelsesniveauet for knap 19 ha ikke-beskyttet grønsværsklit gennem en ændring af områdets status fra byzone til landzone i kommunens lokalplaner (se case 1 i kapitel 3.2). Der er ikke umiddelbart kommet mere natur til ved denne løsning, men grønsværsklitten har opnået fuld § 3-beskyttelse som overdrev og er fremadrettet sikret mod inddragelse til andre formål (både landbrugsformål og bebyggelse). Frem for at udlægge en dyrket mark i succession mod overdrev kan dette erstatningsareal umiddelbart fungere som levested. Selvom der ikke skabes et større areal med natur, så vil en effektiv naturbeskyttelse af eksisterende værdifulde, men ikke-beskyttede naturarealer i praksis altid være mere omkostningseffektiv end genopretning af natur fra dyrkede marker.

En anden metode til at øge beskyttelsesniveauet på arealer, der allerede har flere års kontinuitet, er at aftale en § 3-udpegning af arealer, hvor der er ret til at genopdyrke arealet. Arealer, der har udviklet sig til en beskyttet naturtilstand gennem en aftale med en offentlig myndighed om en særlig driftsform (typisk græsning), er ifølge naturtypebekendtgørelsens § 2 undtaget fra § 3-beskyttelsen i et år efter aftalens udløb og kan i det tidsrum genopdyrkes eller tilmeldes ordningen med genopdyrkningsret.

I lov om drift af landbrugsjord findes en mulighed for at tilmelde arealer, som ikke er omfattet af naturbeskyttelseslovens § 3 med genopdyrkningsret, så arealet senere kan genopdyrkes, også selv om det har opnået en tilstand svarende til en § 3-beskyttet naturtype. Genopdyrkningsretten har tidligere haft virkning i 15 år, men er nu permanent. Ophævelse af genopdyrkningsretten er benyttet i flere projekter, eksempelvis på et areal som erstatning for arealinddragelser til motorvejsstrækningen mellem Herning og Holstebro (se case 2 i kapitel 3.2).

6.8 Naturpotentiale på andre arealtyper

Der findes en række ikke beskyttede arealtyper, med et større potentiale for naturudvikling end dyrkede marker, især fordi der er færre næringsstoffer bundet i jorden. Potentialet for naturudvikling er større på græsmarker end på marker i omdrift. De intensive græsarealer, der primært omfatter græs i rotation, har et mindre potentiale end de mere ekstensive græsarealer (eksempelvis permanente græsarealer), herunder kulturrenge, der omlægges hyppigere end hvert 7.-10. år (se eksempler på intensive og ekstensive græsarealer i Levin (2013)).

I råstofgrave har udnyttelsen ført til fjernelse af den næringsbelastede muldjord og blotlægning af den næringsfattige og ofte kalkrige mineraljord (med sand, sten og grus), som er et velegnet substrat for kolonisering af de vilde planter, der karakteriserer de lysåbne naturtyper. Hvor kalkindholdet er højt kan der endvidere etableres store bestande af orkidéer (KTC 2014). Den åbne og varme bund er levested for rødlistede dagsommerfugle, biller, edderkopper og markfirben, ligesom digesvaler kan udgrave redehuller i de stejleste skrænter (KTC 2014). Naturlige vandfyldte lavninger i råstofgrave har potentiale til udvikling af næringsfattige søer med en god vandkvalitet og god biologisk tilstand (Søndergaard og Lauridsen 2017b).

Mange overdrevsbakker, klitter og heder er blevet tilplantet med nåletræer og dermed friholdt for gødskning. Derfor, og fordi plantagerne mange steder rummer rester af den lysåbne natur i bryn og langs skovveje, er plantagerne oplagte

indsatsområder for udvikling af nye overdrev, heder og klitter. På ryddede nåletræsbevoksninger kan jordbundens surhedsgrad være begrænsende for udviklingen af en god naturtilstand. På tør bund vil arealer med meget lav pH typisk udvikle sig mod hede, mens det er vanskeligt at genskabe en karakteristisk overdrevsvegetation (Dahl-Nielsen 2013). Flere LIFE-projekter har vist, at det er vigtigt at gøre en indsats for at fjerne træflis og gamle nåle fra jordbunden og blotte den næringsfattige mineraljord under førnen, når nåletræsplantager konverteres til nye, lysåbne naturarealer. Herved opnås et mere velegnet substrat for udvikling af typisk klitter, overdrev, enge og heder.

6.9 Noget om brug af biodiversitetskortet til udpegning af erstatningsarealer

I HNV-kortet (Brunbjerg et al. 2016) og Biodiversitetskortet (Ejrnæs et al. 2014b) findes temaer over organiske lavbundsjorder, skråninger med en hældning over 15 grader, skovkontinuitet og struktur, naturtæthed og naturopland, nærhed til beskyttede naturarealer og småbiotoper, forekomst af rødlistede arter og bilagsarter, indikatorer for vegetationens artsammensætningen m.m. Disse kan med fordel inddrages i en evaluering af egnede arealer til udvikling af ny natur. HNV-kortet er tilgængeligt på Danmarks Miljøportal, og Biodiversitetskortet findes på Naturstyrelsens hjemmeside.

6.10 Internationale erfaringer med biodiversity offsetting

Der er en del internationale erfaringer med aktiviteter, der gennemføres for at kompensere for tab af naturværdier ('biodiversity offsetting'). Flere lande har udviklet nationale biodiversity offsetting-systemer til opgørelse af naturværdier og implementering af kompenserende tiltag såsom etablering af erstatningsnatur, hvor afvejningen af forskellige hensyn er gennemskuelig. Et centralt element i biodiversity offsetting-systemerne er en udviklingen af en biodiversitetsindikator, der kan kvantificere naturværdien af det tabte areal og dimensionere kompenserende tiltag. Dog er erfaringen, at udviklingen af et sådant system er en større både faglig og administrativ opgave, og at vidensgrundlaget på en række områder er begrænset. Det er nødvendigt med et solid empirisk grundlag for en sådan udviklingsindikator, da den både skal forholde sig til habitatkvalitet, habitatets sjældenhed, sandsynligheden for, at et erstatningsnaturareal udvikler sig til den planlagte naturtype, udviklingens hastighed samt områdets beskyttelsesgrad. Den faktor man anvender til at målsætte omfanget af erstatningsnaturen i forhold til det tabte areal ('biodiversity offset multiplier'), kan variere meget, afhængig af fx usikkerheden med at etablere erstatningsnatur af den pågældende type og kvalitet. Derfor kan det være problematisk at vælge en fast faktor til alle typer projekter. De internationale erfaringer peger også på, at habitat banking kan være et relevant værktøj i forbindelse med etablering af erstatningsnatur, da det kan reducere usikkerheden i forbindelse med etableringen af erstatningsnatur. Omvendt er habitat banking afhængig af prioritering af arealer til formålet og tilstrækkelige ressourcer til forvaltning af arealerne.

7 Referencer

- Adrados, L. C. 2007. Strandtudse *Bufo calamita*. Pages 156-162 in B. Søgaard og T. Asferg, editors. Håndbog om dyrearter på Habitatdirektivets bilag IV - til brug i administration og planlægning. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.
- Aerts, R., A. Huiszoon, J. Van Oostrum, C. Van de Vijver, og J. Willems. 1995. The potential for heathland restoration on formerly arable land at a site in Drenthe, the Netherlands. *Journal of Applied Ecology*:827-835.
- Agger, P., og J. Brandt. 1988. Dynamics of small biotopes in Danish agricultural landscapes. *Landscape Ecology* **1**:227-240.
- Albrecht, R., W. Knief, I. Mertens, og M. Götttsche. 2008. Empfehlungen zur Berücksichtigung tierökologischer Belange bei Windenergieplanungen in Schleswig-Holstein'.
- Amphi Consult 2009. Indsamling og analyse af data vedrørende kolonisering af erstatningsbiotoper for springfrø på strækningen Odense-Svendborg. Vej-direktoratet.
- Amphi Consult 2012. Grønbroget tudse på Sprogø 2011-2012.
- Amphi Consult 2015. Overvågning af udvalgte lokaliteter for løgfrø i den sydlige del af Herning Kommune 2015.
- Amphi Consult 2017. Projekt for etablering og udlæg af erstatningsnatur i Holstebro Kommune, nordlige del af etape 6714, Aulum-Holstebro. Planlovsansøgning og projektbeskrivelse.
- Andersen, H. E., A. Baattrup-Pedersen, G. Blicher-Mathiesen, J. P. A. Christensen, G. J. Heckrath, F. P. Vinther, J. Rolighed, G. H. Rubæk, og M. Søndergaard. 2016. Redegørelse for udvikling i landbrugets fosforforbrug, tab og påvirkning af Vandmiljøet.
- Andersen, J. M., K. Jessen, B. Boysen Larsen, P. Bundgaard, H. Glüsing, T. Illum, L. Berg Hansen, O. Damgaard, A. Koed, og H. Baktoft. 2005. Restauration af Skjern Å: Sammenfatning af overvågningsresultater 1999-2003. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.
- AQUA Consult. 2013. Genetablering af en løgfrøbestand - Kolding kommune 2013. Kolding Kommune, By- og udviklingsforvaltningen, Natur.
- Averett, J. M., R. A. Klips, L. E. Nave, S. D. Frey, og P. S. Curtis. 2004. Effects of soil carbon amendment on nitrogen availability and plant growth in an experimental tallgrass prairie restoration. *Restoration ecology* **12**:568-574.
- Baagøe, H. J. 2007a. Kapitlerne om flagermus. Pages 40-99 in H. J. Baagøe og T. S. Jensen, editors. Dansk Pattedyratlas. Gyldendal, København.
- Baagøe, H. J. 2007b. Kapitlerne om flagermus. in H. J. Baagøe og T. S. Jensen, editors. Dansk Pattedyratlas. Gyldendal, København.

- Baagøe, H. J., og H. J. Degn. 2007. Generelt om danske flagermus. Pages 11-24 in B. Søgaard og T. Asferg, editors. Håndbog om dyrearter på Habitatdirektivets bilag IV - til brug i administration og planlægning. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.
- Baasch, A., K. Engst, R. Schmiede, K. May, og S. Tischew. 2016. Enhancing success in grassland restoration by adding regionally propagated target species. *Ecological Engineering* **94**:583-591.
- Baastrup-Spohr, L., T. Kragh, K. Petersen, B. Moeslund, J. C. Schou, og K. Sand-Jensen. 2016. Remarkable richness of aquatic macrophytes in 3-years old re-established Lake Fil, Denmark. *Ecological Engineering* **95**:375-383.
- Baatrup-Pedersen, A., D. Dalkvist, J. B. Dybkjær, T. Riis, S. E. Larsen, og B. Kronvang. 2013. Species recruitment following flooding, sediment deposition and seed addition in restored riparian areas. *Restoration ecology* **21**:399-408.
- Bakker, J. P., og F. Berendse. 1999. Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology & Evolution* **14**:63-68.
- Bakker, J. P., P. Poschlod, R. Strykstra, R. Bekker, og K. Thompson. 1996. Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta botanica neerlandica* **45**:461-490.
- Berendse, F., M. Oomes, H. Altena, og W. T. Elberse. 1992. Experiments on the restoration of species-rich meadows in The Netherlands. *Biological Conservation* **62**:59-65.
- Blakely, T. J., J. S. Harding, A. R. McIntosh, og M. J. Winterbourn. 2006. Barriers to the recovery of aquatic insect communities in urban streams. *Freshwater Biology* **51**:1634-1645.
- Brandt, J. 2004. Anvendelse af topografiske kort til monitoring af biotoper. *Perspektiv* **5**:53-61.
- Bregnballe, T., O. Amstrup, og M. Bak. 2013a. Responses of autumn staging waterbirds to wetland restoration and water levels in a Danish river delta. *Wildfowl* **59**:143-157.
- Bregnballe, T., O. Amstrup, M. Bak, P. Clausen, K. K. Pedersen, og K. Laursen. 2014a. Udviklingen i forekomsten af vandfugle i Skjern Enge i efterårene 2002-2011. DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Bregnballe, T., O. Amstrup, T. E. Holm, P. Clausen, R. Ejrnæs, og T. Fox. 2013b. Skjern Enge - kom fuglene tilbage? *Vand og Jord* **20**:S. 108-111.
- Bregnballe, T., O. Amstrup, T. E. Holm, P. Clausen, og A. D. Fox. 2014b. Skjern River Valley, Northern Europe's most expensive wetland restoration project: benefits to breeding waterbirds. *Ornis Fennica* **91**:231.
- Briggs, L. 2004. Restoration of breeding sites for threatened toads on coastal meadows. Pages 34-43 *Coastal meadow management - best practice guidelines*. Talinn.

Briggs, L., og N. Damm. 2007. Springfrø *Rana dalmantina*. Pages 149-155 in B. Søgaard og T. Asferg, editors. Håndbog om dyrearter på Habitatdirektivets bilag IV - til brug i administration og planlægning. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.

Briggs, L., N. Damm, og K. Fog. 2007. Klokkefrø *Bombina bombina*. Pages 117-123 in B. Søgaard og T. Asferg, editors. Håndbog om dyrearter på Habitatdirektivets bilag IV - til brug i administration og planlægning. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.

Brooker, R. W., M. J. Brewer, A. J. Britton, A. Eastwood, C. Ellis, A. Gimona, L. Poggio, og D. R. Genney. 2017. Tiny niches and translocations: the challenge of identifying suitable recipient sites for small and immobile species. *Journal of Applied Ecology*:n/a-n/a.

Brown, D. J., G. M. Street, R. W. Nairn, og M. R. Forstner. 2012. A place to call home: amphibian use of created and restored wetlands. *International Journal of Ecology* **2012**.

Brown, S. C. 1998. Remnant seed banks and vegetation as predictors of restored marsh vegetation. *Canadian Journal of Botany* **76**:620-629.

Bruelheide, H., og T. Flintrop. 2000. Evaluating the transplantation of a meadow in the Harz Mountains, Germany. *Biological Conservation* **92**:109-120.

Brunbjerg, A. K., J. Bladt, M. Brink, J. Fredshavn, P. Mikkelsen, J. E. Moeslund, B. Nygaard, F. Skov, og R. Ejrnæs. 2016. Development and implementation of a high nature value (HNV) farming indicator for Denmark. *Ecological Indicators* **61**:274-281.

Brunbjerg, A. K., T. T. Høye, A. Eskildsen, B. Nygaard, C. Damgaard, og R. Ejrnæs. 2017. The collapse of marsh fritillary (*Euphydryas aurinia*) populations associated with declining host plant abundance. *Biological Conservation* **211**:117-124.

Bruppacher, L., J. Pellet, R. Arlettaz, og J.-Y. Humbert. 2016. Simple modifications of mowing regime promote butterflies in extensively managed meadows: Evidence from field-scale experiments. *Biological Conservation* **196**:196-202.

Bruun, H., og R. Ejrnæs. 1995. Beskyttede overdrev under lup. *Urt* **19**:26-31.

Bruun, L. D. 2015. Blomsterrige sandmarker i Syddjurs kommune 2014.

Bull, J. W., E. J. Milner-Gulland, K. B. Suttle, og N. J. Singh. 2014. Comparing biodiversity offset calculation methods with a case study in Uzbekistan. *Biological Conservation* **178**:2-10.

Buner, F., M. Jenny, N. Zbinden, og B. Naef-Daenzer. 2005. Ecologically enhanced areas - a key habitat structure for re-introduced grey partridges *Perdix perdix*. *Biological Conservation* **124**:373-381.

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

- Chamberlain, D. E., R. J. Fuller, R. G. H. Bunce, J. C. Duckworth, og M. Shrubbs. 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology* **37**:771-788.
- Christensen, P. K. 2007a. Løgfrø *Pelobates fuscus*. Pages 130-135 in B. Søgaard og T. Asferg, editors. Håndbog om dyrearter på Habitatdirektivets bilag IV - til brug i administration og planlægning. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.
- Christensen, P. K. 2007b. Løvfrø *Hyla arborea*. Pages 136-141 in B. Søgaard og T. Asferg, editors. Håndbog om dyrearter på Habitatdirektivets bilag IV - til brug i administration og planlægning. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.
- Cizek, O., J. Zamecnik, R. Tropek, P. Kocarek, og M. Konvicka. 2012. Diversification of mowing regime increases arthropods diversity in species-poor cultural hay meadows. *Journal of Insect Conservation* **16**:215-226.
- Clausen, P., og J. R. Kahlert. 2010. Ynglefugle i Tøndermarsken og Margrethe Kog 1975-2009 - En analyse af udviklingen i fuglenes antal og fordeling med anbefalinger til forvaltningstiltag.
- Consult, A. 2013. Genudsætning af Eghjort i Danmark., http://www.amphi-consult.dk/images/pdf/eghjort_statusrapport.pdf.
- Cornwell, W. K., og P. J. Grubb. 2003. Regional and local patterns in plant species richness with respect to resource availability. *Oikos* **100**:417-428.
- Dahl-Nielsen, A. K. 2013. Naturgenopretning af lysåben tør natur. En undersøgelse af genopretningspotentiallet på tidligere agre og nåleplantager.
- Damgaard, C., B. Strandberg, K. Nielsen, J. Bak, og F. Skov. 2007. Forvaltningsmetoder i N-belastede habitatnaturtyper.
- Danmarks Miljøportal. 2017. Danmarks Miljøportal på <http://arealinformation.miljoportal.dk/distribution/>. Page^Pages Side.
- DEFRA. 2013. Biodiversity offsetting in England.
- DEFRA. 2016. Consultation on biodiversity offsetting in England - Summary of responses.
- Degn, H. J. 2001. Succession from farmland to heathland: a case for conservation of nature and historic farming methods. *Biological Conservation* **97**:319-330.
- Dietz, M., J. A. Encarnacao, og E. K. V. Kalko. 2006. Small scale distribution patterns of female and male Daubenton's bats (*Myotis daubentonii*). *Acta Chiropterologica* **8**:403-415.
- Donald, P. F., R. E. Green, og M. F. Heath. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* **268**:25-29.

Ejrnæs, R., H. H. Bruun, og B. J. Graae. 2006. Community assembly in experimental grasslands: suitable environments or timely arrival? *Ecology* **87**:1225-1233.

Ejrnæs, R., og R. Buttenschøn. 2012. Hvordan sikrer vi græslandets og hedens biodiversitet. Pages 40-44 in H. Meltofte, editor. Danmarks natur frem mod 2020, om at stoppe tabet af biologisk mangfoldighed. Det Grønne Kontaktudvalg, udgivet af Danmarks Naturfredningsforening

Ejrnæs, R., D. N. Hansen, og E. Aude. 2003. Changing course of secondary succession in abandoned sandy fields. *Biological Conservation* **109**:343-350.

Ejrnæs, R., J. Liira, R. S. Poulsen, og B. Nygaard. 2008. When has an abandoned field become a semi-natural grassland or heathland? *Environmental Management* **42**:707-716.

Ejrnæs, R., A. Petersen, J. Bladt, H. Bruun, J. Moeslund, P. Wiberg-Larsen, og C. Rahbek. 2014a. Biodiversitetskort for Danmark. Udviklet i samarbejde mellem Center for Makroøkologi, Evolution og Klima på Københavns Universitet og Institut for Bioscience ved Aarhus Universitet. DCE rapport.

Ejrnæs, R., A. Petersen, J. Bladt, H. Bruun, J. Moeslund, P. Wiberg-Larsen, og C. Rahbek. 2015. Biodiversitetskort for Danmark [Biodiversity map of Denmark]. Aarhus Universitet, DCE–Nationalt Center for Miljø og Energi.

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

Ejrnæs, R., P. Wind, B. Nygaard, R. R. Hansen, og A. Baattrup-Pedersen. 2013. Skjern Enge-en våd ørkenvandring. *Vand & Jord* **20**:99-102.

Elmeros, M., B. Søgaard, P. Wind, og R. Ejrnæs. 2012. Kriterier for gunstig bevaringsstatus for udvalgte arter omfattet af EF-Habitatdirektivet. Aarhus Universitet, Institut for Bioscience.

Encarnacao, J. A., N. I. Becker, og K. Ekschmitt. 2010. When do Daubenton's bats (*Myotis daubentonii*) fly far for dinner? *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie* **88**:1192-1201.

Eriksson, O. 1993. The species-pool hypothesis and plant community diversity. *Oikos*:371-374.

Eschen, R., S. R. Mortimer, C. S. Lawson, A. R. Edwards, A. J. Brook, J. M. Igual, K. Hedlund, og U. Schaffner. 2007. Carbon addition alters vegetation composition on ex-arable fields. *Journal of Applied Ecology* **44**:95-104.

Europa Parlamentet. 2014. EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2014/52/EU af 16. april 2014 om ændring af direktiv 2011/92/EU om vurdering af visse offentlige og private projekters indvirkning på miljøet. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:32014L0052&qid=1410877371238&from=DA>.

European Commission. 2004. Skjern River - Restoration of habitats and wild-life of the Skjern River LIFE00 NAT/DK/007116. Page^Pages Side, http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=search.dspPage&n_proj_id=1725.

European Commission. 2010. LIFE-Aurinia - Reestablishment of the Marsh Fritillary (*Euphydryas aurinia*). LIFE09 NAT/DE/000010. Page^Pages Side, http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=search.dspPage&n_proj_id=3834.

European Commission. 2016. LIFE programme - Country Factsheet Denmark. Opdateret den 3. november 2016. .

Fagan, K. C., R. F. Pywell, J. M. Bullock, og R. H. Marrs. 2008. Do restored calcareous grasslands on former arable fields resemble ancient targets? The effect of time, methods and environment on outcomes. *Journal of Applied Ecology* **45**:1293-1303.

FBE. 2013. Borris skydeterræn, Drifts- og plejeplan 2013-2027. Forsvarets Bygnings- og Etablissementstjeneste. . <http://www.ejendomsstyrelsen.dk/Publikationer/Documents/Borris%20Skydeterræn%20Drifts-%20og%20plejeplan%202013-2027.pdf>.

Femern A/S. 2013. Den faste forbindelse over Femern Bælt (kyst-kyst). VVM-redegørelse. Femern, Sund og Bælt. <http://vvmokumentation.femern.dk>.

Femern A/S. 2015. Lov om anlæg og drift af en fast forbindelse over Femern Bælt med tilhørende landanlæg i Danmark. Implementeringsredegørelse. Femern, Sund og Bælt. <http://vvmokumentation.femern.dk>.

Ferdinandsen, C. 1918. Undersøgelser over danske ukrudsformationer paa mineraljorder. Gyldendal, Copenhagen, Denmark.

Fischer, S. F., P. Poschlod, og B. Beinlich. 1996. Experimental studies on the dispersal of plants and animals on sheep in calcareous grasslands. *Journal of Applied Ecology*:1206-1222.

Flaquer, C., X. Puig-Montserrat, U. Goiti, F. Vidal, A. Curco, og D. Russo. 2009. Habitat selection in *Nathusius' pipistrelle* (*Pipistrellus nathusii*): the importance of wetlands. *Acta Chiropterologica* **11**:149-155.

Fløjgaard, C., J. Bladt, og R. Ejrnæs. 2017. Naturpleje og arealstørrelser med særligt fokus på NATURA 2000-områderne. DCE - nationalt center for miljø og energi.

Fog, K. 2007. Grønbroget tudse *Bufo viridis*. Pages 163-171 in B. Søgaard og T. Asferg, editors. Håndbog om dyrearter på Habitatdirektivets bilag IV - til brug i administration og planlægning. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.

Fog, K., P. K. Christensen, L. C. Adrados, J. Frisenvænge, L. Briggs, M. Hesselø, N. Damm, og P. Ravn. 2015. Nye ynglesteder for padde og firben ved anlæg af veje: Best practice for bilag IV-arter.

Fog, K., A. Schmedes, og D. Rosenørn. 2001. Nordens padde og krybdyr. Gads forlag.

- Forey, E., og T. Dutoit. 2012. Vegetation, soils and seed banks of limestone grasslands are still impacted by former cultivation one century after abandonment. *Community Ecology* **13**:194-202.
- Franklin, P. A., og B. Bartels. 2012. Restoring connectivity for migratory native fish in a New Zealand stream: effectiveness of retrofitting a pipe culvert. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **22**:489-497.
- Fredshavn, J., og R. Ejrnæs. 2006. Beregning af naturtilstand ved brug af simple indikatorer.
- Fredshavn, J. R., R. Ejrnæs, og B. Nygaard. 2011. Kortlægning af terrestriske naturtyper. Teknisk anvisning fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Fredshavn, J. R., K. E. Nielsen, B. Nygaard, og R. Ejrnæs. 2015. Teknisk anvisning til overvågning af terrestriske naturtyper., http://bios.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/Biodiversitet/TAN01_Terrestriske_naturtyper_v3.pdf.
- Fredshavn, J. R., B. Nygaard, og R. Ejrnæs. 2010. Naturtilstand på terrestriske naturarealer - besigtigelser af § 3-arealer. 2. udgave. edition. Danmarks Miljøundersøgelser.
- Frisenvænge, J., og M. Hesselsøe. 2007. Stor vandsalamander *Triturus cristatus*. Pages 124-129 in B. Søgaard og T. Asferg, editors. Håndbog om dyrearter på Habitatdirektivets bilag IV - til brug i administration og planlægning. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.
- Garssen, A. G., A. Baattrup-Pedersen, L. A. C. J. Voesenek, J. T. A. Verhoeven, og M. B. Soons. 2015. Riparian plant community responses to increased flooding: a meta-analysis. *Global Change Biology* **21**:2881-2890.
- Gebauer, G., og M. Meyer. 2003. ¹⁵N and ¹³C natural abundance of autotrophic and myco-heterotrophic orchids provides insight into nitrogen and carbon gain from fungal association. *New Phytologist* **160**:209-223.
- Geissen, V., S. Wang, K. Oostindie, E. Huerta, K. Zwart, A. Smit, C. Ritsema, og D. Moore. 2013. Effects of topsoil removal as a nature management technique on soil functions. *Catena* **101**:50-55.
- Gibson, C., og V. Brown. 1992. Grazing and vegetation change: deflected or modified succession? *Journal of Applied Ecology*:120-131.
- Gibson, C., T. Watt, og V. Brown. 1987. The use of sheep grazing to recreate species-rich grassland from abandoned arable land. *Biological Conservation* **42**:165-183.
- Gilbert, J., D. Gowing, og H. Wallace. 2009. Available soil phosphorus in semi-natural grasslands: assessment methods and community tolerances. *Biological Conservation* **142**:1074-1083.
- Gough, M., og R. Marrs. 1990. A comparison of soil fertility between semi-natural and agricultural plant communities: Implications for the creations of species-rich grassland on abandoned agricultural land. *Biological Conservation* **51**:83-96.

- Habitatvision. 2013. Life Overdrev II. Udvidelse, forbedring og genskabelse af overdrev i Danmark. Lægmandsrapport., Naturstyrelsen.
- Hagen, D., T.-I. Hansen, B. J. Graae, og K. Rydgren. 2014. To seed or not to seed in alpine restoration: introduced grass species outcompete rather than facilitate native species. *Ecological Engineering* **64**:255-261.
- Hangstrup, S. 2016. VMP II Vådområder - En evaluering af effekten på vegetationen.
- Hansen, K. 2011. Folk & fortællinger fra det tabte land. Bind 1: Jylland.
- Hansen, K. 2014. Folk & fortællinger fra det tabte land. Bind 2: Sjælland.
- Hansen, L. B., M. N. Källström, S. L. Jørgensen, og B. Hasler. 2011. Vådområders omkostningseffektivitet: En erfaringsopsamling og analyse af omkostningerne ved at gennemføre vådområdeprojekter under vandmiljøplanerne VMPI og VMPII. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.
- Hansen, M. D. D., K. Olsen, P. Gjelstrup, H. Sell, og F. Jensen. 2008. Gravhøjes og råstofgraves betydning for bevarelse af den biologiske mangfoldighed i Nationalpark Mols Bjerger. Rapport til Kulturarvsstyrelsen.
- Hanski, I. 1999. Metapopulation ecology. Oxford University Press, Oxford, United Kingdom.
- Härdtle, W., M. Niemeyer, T. Niemeyer, T. Assmann, og S. Fottner. 2006. Can management compensate for atmospheric nutrient deposition in heathland ecosystems? *Journal of Applied Ecology* **43**:759-769.
- Hels, T., og K. Fog. 1995. Does it help to restore ponds? A case of the tree frog (*Hyla arborea*). *Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica* **71**:93-95.
- Hjørring Kommune, T.-M. 2014. VVM-Redegørelse og Miljørapport: Hirtshals Havn - Landudvidelse og ny indfaldsvej.
- Hodgson, J. A., A. Moilanen, B. A. Wintle, og C. D. Thomas. 2011. Habitat area, quality and connectivity: striking the balance for efficient conservation. *Journal of Applied Ecology* **48**:148-152.
- Hoffmann, C. C., A. Baattrup-Pedersen, S. Amsinck, og P. Clausen. 2006. Overvågning af Vandmiljøplan II-Vådområder 2005. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.
- Hoffmann, C. C., A. Baattrup-Pedersen, E. Jeppesen, S. Amsinck, og P. Clausen. 2005. Overvågning af Vandmiljøplan II-Vådområder 2004.
- Hoffmann, C. C., B. Kronvang, N. B. Ovesen, S. E. Larsen, R. B. Hansen, og A. Kjeldgaard. 2014. Overvågning af effekten af retablerede vådområder. http://bios.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/Ferskvand/W01-Vaadoomraader_01.pdf.
- Horsák, M., M. Hájek, D. Spitale, P. Hájková, D. Dítě, og J. C. Nekola. 2012. The age of island-like habitats impacts habitat specialist species richness. *Ecology* **93**:1106-1114.

- John, H., S. Dullau, A. Baasch, og S. Tischew. 2016. Re-introduction of target species into degraded lowland hay meadows: How to manage the crucial first year? *Ecological Engineering* **86**:223-230.
- Juskaitis, R. 2008. Long-term common dormouse monitoring: effects of forest management on abundance. *Biodiversity and Conservation* **17**:3559-3565.
- Kahlert, J., P. Clausen, J. P. Hounisen, og I. K. Petersen. 2007. Response of breeding waders to agri-environmental schemes may be obscured by effects of existing hydrology and farming history. *Journal of Ornithology* **148**:S287-S293.
- Keddy, P. A. 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science* **3**:157-164.
- Kiehl, K., A. Kirmer, T. W. Donath, L. Rasran, og N. Hölzel. 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**:285-299.
- Kiehl, K., A. Kirmer, og N. Shaw. 2014. Guidelines for native seed production and grassland restoration. Cambridge Scholars Publishing.
- Kjær, L. J., A. B. Madsen, og M. Elmeros. 2013. Krondyr og barriereeffekter fra veje - Best practice på statens veje i Danmark. Aarhus Universitet.
- Koed, A., N. Jepsen, H. Baktoft, og S. Larsen. 2010. Opgang og gydning af laks i Skjern Å-systemet 2008/2009.
- Kondolf, G. M. 1995. Five elements for effective evaluation of stream restoration. *Restoration ecology* **3**:133-136.
- Kőrösi, Á., I. Szentirmai, P. Batáry, S. Kövér, N. Örvösy, og L. Peregovits. 2014. Effects of timing and frequency of mowing on the threatened scarce large blue butterfly – A fine-scale experiment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **196**:24-33.
- Kragh, T., K. Sand-Jensen, K. Petersen, og E. Kristensen. 2017. Fast phosphorus loss by sediment resuspension in a re-established shallow lake on former agricultural fields. *Ecological Engineering* **108**:2-9.
- Krebs, J. R., J. D. Wilson, R. B. Bradbury, og G. M. Siriwardena. 1999. The second silent spring? *Nature* **400**:611-612.
- Kristensen, E., B. Kronvang, P. Wiberg-Larsen, H. Thodsen, C. Nielsen, E. Amor, N. Friberg, M. L. Pedersen, og A. Baattrup-Pedersen. 2014. 10 years after the largest river restoration project in Northern Europe: Hydromorphological changes on multiple scales in River Skjern. *Ecological Engineering* **66**:141-149.
- Krogh, M. 2017. Mailkorrespondance om ny natur på Naturstyrelsens arealer, november 2017.
- Krogh, M., A. Refsgaard, F. Østergaard, og M. Jensen. 2017. Naturlig hydrologi i Naturstyrelsens skove. *Vand og Jord* **24**:29-34.
- KTC. 2014. Mere natur i råstofgrave – forvaltning og bevarelse.

Laitila, J., A. Moilanen, og F. M. Pouzols. 2014. A method for calculating minimum biodiversity offset multipliers accounting for time discounting, additionality and permanence. *Methods in Ecology and Evolution* **5**:1247-1254.

Landbrugsstyrelsen. 2017. Kort over tilsagnsarealer. <https://kort-data.fvm.dk/download/Tilsagn>. Page^Pages Side.

Larsen, S. V., L. Kørnøv, og P. Christensen. 2015a. Overvågning i VVM-Naturbeskyttelse og infrastrukturprojekter i Danmark: Bilagsrapport 2-Kortlægning af VVM-redegørelser.

Larsen, S. V., L. Kørnøv, og P. Christensen. 2015b. Overvågning i VVM - Naturbeskyttelse og infrastrukturprojekter i Danmark: Hovedrapport. Aalborg Universitet.

Lawton, J., V. Brown, C. Elphick, F. Fitter, J. Forshaw, R. Haddow, S. Hilborne, R. Leafe, G. Mace, M. Southgate, W. Sutherland, T. Tew, J. Varley, og G. Wynne. 2010. Making Space for Nature: A Review of England's Wildlife Sites and Ecological Network. Natural England.

Levin, G. 2013. Opgørelse for plejekrævende naturarealer. Beskrivelse af anvendt data og metode samt præsentation af resultater for opgørelse over arealstørrelser af plejekrævende naturarealer i Danmark. .

Lewis, B. 2012. An evaluation of mitigation actions for great crested newts at development sites. PhD. University of Kent.

Limpens, H. J. G. A., og K. Kapteyn. 1991. Bats, their behaviour and linear landscape elements. *Myotis* **29**:39-48.

Lindborg, R., og O. Eriksson. 2004. Effects of restoration on plant species richness and composition in Scandinavian semi-natural grasslands. *Restoration ecology* **12**:318-326.

Lockwood, J. L. 1997. An alternative to succession: assembly rules offer guide to restoration efforts. *Restoration & Management Notes* **15**:45-50.

Lundy, M. G., T. Aughney, W. I. Montgomery, og N. Roche. 2011. Landscape conservation for Irish bats & species specific roosting characteristics.

MacArthur, R. H., og E. O. Wilson. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press.

Maron, J. L., og R. L. Jefferies. 2001. Restoring enriched grasslands: effects of mowing on species richness, productivity, and nitrogen retention. *Ecological Applications* **11**:1088-1100.

Marrs, R. 1993. Soil fertility and nature conservation in Europe: theoretical considerations and practical management solutions. *Advances in Ecological Research* **24**:241-300.

Masden, E. A. 2010. Assessing the cumulative impacts of wind farms on birds. University of Glasgow.

- McCrea, A., I. Trueman, og M. Fullen. 2001. A comparison of the effects of four arable crops on the fertility depletion of a sandy silt loam destined for grassland habitat creation. *Biological Conservation* **97**:181-187.
- McDonald, A. 1993. The role of seedbank and sown seeds in the restoration of an English flood-meadow. *Journal of Vegetation Science* **4**:395-400.
- Melnik, K., S. M. Landhäusser, og K. Devito. 2017. Role of microtopography in the expression of soil propagule banks on reclamation sites. *Restoration ecology*:n/a-n/a.
- Miljø- og Fødevareministeriet. 2017. Bekendtgørelse af lov om miljøvurdering af planer og programmer og af konkrete projekter (VVM). <https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=190145>.
- Miljøstyrelsen. 2017. Mailkorrespondance med Mikael Kirkebæk om vådområdeprojekter.
- Moeslund, J. E., L. Arge, P. K. Bøcher, T. Dalgaard, og J.-C. Svenning. 2013. Topography as a driver of local terrestrial vascular plant diversity patterns. *Nordic Journal of Botany* **31**:129-144.
- Møller, J. D., og E. Krabbe. 2012. Forvaltningsplan: Beskyttelse og forvaltning af birkemusen, *Sicista betulina*, og dens levesteder i Danmark. Naturstyrelsen.
- Naturkonsulent.dk. 2016. Ynglefuglene på Sprogø 2016. Sund & Bælt A/S.
- Naturstyrelsen. 2012. LIFE Overdrev II Site Specific Action Plan for Naturstyrelsens projektarealer i Natura 2000-område Suså med Tystrup-Bavelse Sø og Slagmosen (DK006Y275) 2010-2013.
- Naturstyrelsen. 2013a. LIFE Overdrev II Monitoring 2010-2013. Miljøministeriet.
- Naturstyrelsen. 2013b. LIFE Overdrev II Udvidelse, forbedring og genskabelse af overdrev i Danmark Monitoring 2010 – 2013. Habitatvision.
- Naturstyrelsen. 2013c. LIFE Overdrev II. Lægmandsrapport 2013 LIFE 08Nat/DK/00464 Laymans Report 2013.
- Naturstyrelsen. 2016. Pleje af heder og indlandsklitter i Danmark – en metodehåndbog.
- Naturstyrelsen. 2017. Oversigt over opgivne marker i succession mod beskyttet natur på Naturstyrelsens arealer. Page^Pages Side GIS-tema fra Naturstyrelsen, juli 2017.
- Neale, M. W., og E. R. Moffett. 2016. Re-engineering buried urban streams: Daylighting results in rapid changes in stream invertebrate communities. *Ecological Engineering* **87**:175-184.
- Neave, D. W., og C. Moffatt. 2007. Evidence of amphibian occupation of artificial hibernacula. *Herpetological Bulletin* **99**:20-22.
- Newton, I. 2004. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis* **146**:579-600.

- Nilsson, S., G. Kristensson, C.-A. Andersson, M. Magnusson, L. Runeson, og E. Waldemarson. 2017. Mossfloran på Pepparholm 2016 BOTANISKA NOTISER **150**:1-9.
- Normander, B., T. S. Jensen, T. Henrichs, H. Sanderson, og A. B. Pedersen. 2009. Del A: Danmarks miljø under globale udfordringer.
- Nygaard, B., R. Ejrnæs, A. Baattrup-Pedersen, og J. R. Fredshavn. 2009. Danske plantesamfund i moser og enge-vegetation, økologi, sårbarhed og beskyttelse.
- Nygaard, B., M. Elmeros, T. E. Holm, J. Kahlert, J. E. Moeslund, O. R. Therkildsen, B. Søgaard, og R. Ejrnæs. 2014. Vindmøller på § 3-beskyttede naturarealer : potentielle konsekvenser for biodiversitet, fugle og flagermus. DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Nygaard, B., A. Juel, og J. R. Fredshavn. 2016. Ændringer i det § 3-beskyttede naturareal 1995-2014. Resultater fra Naturstyrelsens opdateringsprojekt.
- Nygaard, B., G. Levin, J. Bladt, H. Holbeck, W. Brøndum, P. Spelth, og R. Ejrnæs. 2012. Analyse af behovet for græsning og høslæt på beskyttede naturarealer. Areal, biomasse og antal græsningsdyr. Aarhus Universitet, DCE-Nationalt Center for Miljø og Energi, 78 s. Teknisk rapport fra DCE.
- Öckinger, E., A. K. Eriksson, og H. G. Smith. 2006. Effects of grassland abandonment, restoration and management on butterflies and vascular plants. *Biological Conservation* **133**:291-300.
- Oddershede, A., T. T. Høye, T. G. Frøslev, og R. Ejrnæs. 2017. Biodiversitet og økologisk rum i agerlandet: en undersøgelse af markvildttiltagenes biodiversitetseffekt.
- OECD. 2016. Biodiversity Offsets: Effective Design and Implementation. Paris.
- Ohrt, H. 2011. Peberholm – en kunstig naturperle. *Vand og Jord* **1**:26-31.
- Olsen, S. R., F. S. Watanabe, H. R. Cosper, W. Larson, og L. Nelson. 1954. Residual phosphorus availability in long-time rotations on calcareous soils. *Soil Science* **78**:141-152.
- Orbicon. 2008. Vegetation i Bølling Sø 2008.
- Öster, M., K. Ask, S. A. O. Cousins, og O. Eriksson. 2009. Dispersal and establishment limitation reduces the potential for successful restoration of semi-natural grassland communities on former arable fields. *Journal of Applied Ecology* **46**:1266-1274.
- Pant, H., og K. Reddy. 2003. Potential internal loading of phosphorus in a wetland constructed in agricultural land. *Water Research* **37**:965-972.
- Pedersen, H. Æ. 2013. Kan danske orkidé-populationer flyttes? : erfaringer fra et eksperiment med skov-hullæbe (*Epipactis helleborine* s.s.). *Urt* **37**:86-92.
- Pedersen, M. L., J. M. Andersen, K. Nielsen, og M. Linnemann. 2007. Restoration of Skjern River and its valley: Project description and general ecological changes in the project area. *Ecological Engineering* **30**:131-144.

- Pedersen, O., L. Baastrup-Spohr, og F. Ø. Andersen. 2016. Lobeliesøer-trusler og restaurering. *Vand & Jord* **23**:63-66.
- Pertoldi, C., V. Loeschcke, A. B. Madsen, E. Randi, og N. Mucci. 2001. Effects of habitat fragmentation on the Eurasian badger (*Meles meles*) subpopulations in Denmark. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* **12**:1-6.
- Pickett, E. J., M. P. Stockwell, D. S. Bower, J. I. Garnham, C. J. Pollard, J. Clulow, og M. J. Mahony. 2013. Achieving no net loss in habitat offset of a threatened frog required high offset ratio and intensive monitoring. *Biological Conservation* **157**:156-162.
- Pickett, S. 1982. Population patterns through twenty years of oldfield succession. *Plant Ecology* **49**:45-59.
- Piqueray, J., L. Saad, J.-P. Bizoux, og G. Mahy. 2013. Why some species cannot colonise restored habitats? The effects of seed and microsite availability. *Journal for Nature Conservation* **21**:189-197.
- Purcell, A. H., C. Friedrich, og V. H. Resh. 2002. An assessment of a small urban stream restoration project in northern California. *Restoration ecology* **10**:685-694.
- Pywell, R. F., J. M. Bullock, A. Hopkins, K. J. Walker, T. H. Sparks, M. J. W. Burke, og S. Peel. 2002. Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. *Journal of Applied Ecology* **39**:294-309.
- Pywell, R. F., J. M. Bullock, J. B. Tallowin, K. J. Walker, E. A. Warman, og G. Masters. 2007. Enhancing diversity of species-poor grasslands: an experimental assessment of multiple constraints. *Journal of Applied Ecology* **44**:81-94.
- Pywell, R. F., W. R. Meek, N. R. Webb, P. D. Putwain, og J. M. Bullock. 2011. Long-term heathland restoration on former grassland: The results of a 17-year experiment. *Biological Conservation* **144**:1602-1609.
- Ramakers, J. J. C., M. Dorenbosch, og R. P. B. Foppen. 2014. Surviving on the edge: a conservation-oriented habitat analysis and forest edge manipulation for the hazel dormouse in the Netherlands. *European Journal of Wildlife Research* **60**:927-931.
- Rasmussen, J. F. 2007. Lys skivevandkalv *Graphoderus bilineatus*. Pages 183-186 in B. Søgaard og T. Asferg, editors. *Håndbog om dyrearter på Habitatdirektivets bilag IV - til brug i administration og planlægning*. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.
- Reckardt, K., og G. Kerth. 2007. Roost selection and roost switching of female Bechstein's bats (*Myotis bechsteinii*) as a strategy of parasite avoidance. *Oecologia* **154**:581-588.
- Renard, M., A. A. Visser, F. W. de Boer, og S. E. van Wieren. 2008. The use of the 'Woeste Hoeve' wildlife overpass by mammals. *Lutra* **51**:5-16.
- Robinson, M. F., og R. E. Stebbings. 1997. Home range and habitat use by the serotine bat, *Eptesicus serotinus*, in England. *Journal of Zoology* **243**:117-136.

- Ruprecht, E. 2006. Successfully Recovered Grassland: A Promising Example from Romanian Old-Fields. *Restoration ecology* **14**:473-480.
- Russo, D., L. Cistrone, og G. Jones. 2005. Spatial and temporal patterns of roost use by tree-dwelling barbastelle bats *Barbastella barbastellus*. *Ecography* **28**:769-776.
- Salek, M., P. Marhoul, J. Pintir, T. Kopecky, og L. Slaby. 2004. Importance of unmanaged wasteland patches for the grey partridge *Perdix perdix* in suburban habitats. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology* **25**:23-33.
- Sand-Jensen, K., L. Båstrup-Spohr, T. Kragh, K. Petersen, og J. Morsing. 2015. Naturgenopretning—nu med videnskab. *Aktuel Naturvidenskab*:8-13.
- Sand-Jensen, K., T. Kragh, J. Borum, L. Båstrup-Spohr, S. Egemose, H. S. Jensen, E. Jeppesen, K. Reitzel, og M. Søndergaard. 2017. Nye danske søer-design af optimal miljøtilstand og biodiversitet. *Vand & Jord* **24**:65-69.
- Sandom, C., C. J. Donlan, J.-C. Svenning, og D. Hansen. 2013. Rewilding. Pages 430-451 in D. W. Macdonald og K. J. Willis, editors. *Key Topics in Conservation Biology 2*. John Wiley & Sons.
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs, og C. R. Margules. 1991. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation - a Review. *Conservation Biology* **5**:18-32.
- Schelfhout, S., J. Mertens, M. P. Perring, M. Raman, L. Baeten, A. Demey, B. Reubens, S. Oosterlynck, P. Gibson-Roy, og K. Verheyen. 2017. P-removal for restoration of *Nardus* grasslands on former agricultural land: cutting traditions. *Restoration ecology*.
- Sengl, P., M. Magnes, K. Weithaler, V. Wagner, L. Erdős, og C. Berg. 2017. Restoration of lowland meadows in Austria: A comparison of five techniques. *Basic and Applied Ecology*.
- Silvertown, J., M. E. Dodd, D. J. Gowing, og J. O. Mountford. 1999. Hydrologically defined niches reveal a basis for species richness in plant communities. *Nature* **400**:61-63.
- Skov- og Naturstyrelsen. 1999. Naturforvaltning gennem 10 år: 1989-1998. Miljø-og Energiministeriet, Skov-og Naturstyrelsen.
- Skov- og Naturstyrelsen. 2008. Den Særlige Vand og Naturindsats. Miljømil-liarden. Politisk aftale mellem Venstre, Det Konservative Folkeparti og Dansk Folkeparti af 3. november 2006.
- Skov, F., J. Bladt, B. Nygaard, og R. Ejrnæs. 2017. Naturkapitalindeks for danske kommuner. Aarhus Universitet, Institut for Bioscience.
- Søgaard, B., og M. Holmen. 2015. Overvågning af bred vandkalv *Dytiscus latissimus* og lys skivevandkalv *Graphoderus bilineatus*. DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet.
- Søgaard, B., P. Wind, J. S. Bladt, P. Mikkelsen, O. R. Therkildsen, P. Wiberg-Larsen, L. S. Johansson, A. Galatius, S. Svegaard, og T. J. 2016. Arter 2015. NOVANA. Aarhus Universitet, Institut for Bioscience.

Søgaard, B., P. Wind, J. S. Bladt, P. Mikkelsen, P. Wiberg-Larsen, A. Galatius, og T. J. 2015a. Arter 2014. NOVANA. Aarhus Universitet, Institut for Bioscience.

Søgaard, B., P. Wind, J. S. Bladt, P. Mikkelsen, P. Wiberg-Larsen, L. S. Johansson, A. Galatius, og T. J. 2015b. Arter 2012-2013. NOVANA. Aarhus Universitet, Institut for Bioscience.

Søndergaard, M., M. Jensen, og E. Jeppesen. 2002. Små søer og vandhuller.

Søndergaard, M., og T. Lauridsen. 2017a. Danske råstofsøer - vandkvalitet og biologisk tilstand.

Søndergaard, M., og T. Lauridsen. 2017b. Danske råstofsøer - vandkvalitet og biologisk tilstand.

Søndergaard, M., T. Lauridsen, H. F. Aaser, og E. Kanstrup. 2003. Udviklingen i Vest Stadil Fjord 2001-2002. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.

Søndergaard, M., J. Madsen, A. Hald, H. Aaser, M. Elmeros, P. Kristensen, P. Clausen, og T. Lauridsen. 2001. Vest Stadil Fjord før og efter vandstandshævning. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.

Søndergaard, M., og P. Wiberg-Larsen. 2011. Søer. Page 152 in R. Ejrnæs, editor. Danmarks biodiversitet 2010 - Status, udvikling og trusler. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.

Stahlschmidt, P., A. Patzold, L. Ressler, R. Schulz, og C. A. Bruhl. 2012. Constructed wetlands support bats in agricultural landscapes. *Basic and Applied Ecology* **13**:196-203.

Strandberg, M. T., K. E. Nielsen, J. L. Bak, og C. Damgaard. 2012. Forsuring truer klokkelyng. *Vand & Jord* **2**:70-74.

Sutherland, W. J., L. V. Dicks, N. Ockendon, og R. K. e. Smith. 2017. What works in conservation 2017. Cambridge, UK.

Svendsen, L. M., og H. O. Hansen. 2000. Skjern Å Naturgenopretningsprojektet – Undersøgelsesprogrammet. Vandløbsøkologi. Danmarks Miljøundersøgelser. 56 s. – Arbejdsrapport fra DMU nr. 139.

Svenning, J. C., C. Fløjgaard, C. Sandom, og R. Ejrnæs. 2012. Plads til vild natur i Danmark 2020? Om behovet for store sammenhængende naturområder. Pages 77-80 in H. Meltofte, editor. Det Grønne Kontaktudvalg, udgivet af Danmarks Naturfredningsforening.

Thomas, J. A., D. Simcox, og R. T. Clarke. 2009. Successful conservation of a threatened *Maculinea* butterfly. *Science* **325**:80-83.

Thompson, K., J. P. Bakker, og R. Bekker. 1997. The soil seed banks of Northern West Europe: Methodology, density and longevity. Cambridge University Press.

Thomsen, C. E. 2017. Etablering af erstatningsnatur på Ny Sprogø i forbindelse med Storebæltsbroen

- Tilman, D. 1993. Species richness of experimental productivity gradients: how important is colonization limitation? *Ecology* **74**:2179-2191.
- Tonietto, R. K., og D. J. Larkin. 2017. Habitat restoration benefits wild bees: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*:n/a-n/a.
- Török, P., E. Vida, B. Deák, S. Lengyel, og B. Tóthmérész. 2011. Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs. *Biodiversity and Conservation* **20**:2311-2332.
- Trout, R. C., S. E. Brooks, P. Rudlin, og J. Neil. 2012. The effects of restoring a conifer Plantation on an Ancient Woodland Site (PAWS) in the UK on the habitat and local population of the Hazel Dormouse (*Muscardinus avellanarius*). *European Journal of Wildlife Research* **58**:635-643.
- Tucker, G. M., I. Dickie, D. McNeil, M. Rayment, P. ten Brink, og E. Underwood. 2016. Supporting the Elaboration of the Impact Assessment for a Future EU Initiative on No Net Loss of Biodiversity and Ecosystem Services. Institute for European Environmental Policy, London.
- Uldal, C., og C. R. Bald. 2012. Forvaltningsplan for agerhøne. Miljøministeriet, Naturstyrelsen.
- Vejdirektoratet. 2015. Nye ynglesteder for padder og firben ved anlæg af veje. Best practice for bilag IV-arter.
- Vejdirektoratet. 2017. Mailkorrespondance om erfaringer med erstatningsnatur.
- Vinther, E., J. Hansen, J. V. Christensen, S. K. Strandgaard, A. S. Jacobsen, H. Brendstrup, og N. L. Aaskoven. 2017. Nye overdrev på Naturstyrelsen Fyns arealer. *Vand & Jord* **24**:164-168.
- Walker, K. J., P. A. Stevens, D. P. Stevens, J. O. Mountford, S. J. Manchester, og R. F. Pywell. 2004. The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biological Conservation* **119**:1-18.
- Warming, E. 1895. *Plantesamfund*.
- Wassen, M. J., H. O. Venterink, E. D. Lapshina, og F. Tanneberger. 2005. Endangered plants persist under phosphorus limitation. *Nature* **437**:547.
- Webb, N. R. 1998. The traditional management of European heathlands. *Journal of Applied Ecology* **35**:987-990.
- Williams, L. R. 2005. Restoration of ponds in a landscape and changes in common frog (*Rana temporaria*) populations, 1983-2005. *Herpetological Bulletin* **94**:22-29.
- Wind, P. 2014. Mygblomst (*Liparis loeselii*) L.C.M. Richards – rigkærets vagabond. *Flora og Fauna* **119**:100-113.
- Witt, P. 2017. Overvågning af vegetationens regenerering efter nedgravning af elkabel i naturarealer. Afrapportering af baseline undersøgelser inden projektet gennemføres., Energinet.

Zobel, M. 1997. The relative of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence? *Trends in Ecology & Evolution* **12**:266-269.

Appendiks A. Eksempler på etablering af erstatningsnatur

Appendiks A findes her som et selvstændigt bilag –
http://dce2.au.dk/pub/SR266_AppendiksA.pdf

[Tom side]

ERSTATNINGSNATUR – ERFARINGER OG MULIGHEDER

Rapporten beskriver de danske erfaringer med brug af erstatningsnatur i den kommunale og statslige naturforvaltning og i forbindelse med anlægsprojekter. Erfaringerne er indhentet ved litteraturstudier, søgninger på nettet og ved en spørgeskemaundersøgelse i 27 udvalgte kommuner og Naturstyrelsen samt en række infrastrukturprojekter. Der er præsenteret ni cases med udlæg af ny natur på opgivne marker som kompensation for inddraget natur. I rapporten beskrives de vigtigste forhold, der betinger en gunstig naturudvikling, herunder betydningen af en nøje udvælgelse af erstatningsarealer, metoder til udpining af jordbunden, genopretning af de hydrologiske forhold samt assisteret spredning af arter. Endvidere er der en beskrivelse af mulighederne for at anvende erstatningsarealer til at øge arealet med sammenhængende natur. Endelig belyses mulighederne og tidsperspektivet for etablering af overdrev, ferske enge, heder, moser, strandenge, klitter, søer og vandløb samt levesteder for fredede og bilagslistede arter.