

BIODIVERSITETSVIRKEMIDLER PÅ DANSKE LANDBRUGS- OG SKOVREJSNINGSAREALER

TOMMY DALGAARD, NIELS MARK JACOBSEN, METTE VESTERGAARD ODGAARD, BIRGER FAURHOLT PEDERSEN, BEATE STRANDBERG, MARIANNE BRUUS, RASMUS EJRNÆS, INGER KAPPEL SCHMIDT, VIVIAN KVIST JOHANNSEN, GUSTAV MARQUARD CALLESEN, MICHAEL FRIIS PEDERSEN OG JESPER SØLVER SCHOU

DCA RAPPORT NR. 178 · NOVEMBER 2020 · RÅDGIVNING



AARHUS
UNIVERSITET

DCA - NATIONALT CENTER FOR FØDEVARER OG JORDBRUG



BIODIVERSITETSVIRKEMIDLER PÅ DANSKE LANDBRUGS- OG SKOVREJSNINGSAREALER

DCA RAPPORT NR. 178 · NOVEMBER 2020 · RÅDGIVNING



AARHUS
UNIVERSITET

DCA - NATIONALT CENTER FOR FØDEVARER OG JORDBRUG

Tommy Dalgaard¹, Niels Mark Jacobsen¹, Mette Vestergaard Odgaard¹, Birger Faurholt Pedersen¹, Beate Strandberg², Marianne Bruus², Rasmus Ejrnæs², Inger Kappel Schmidt³, Vivian Kvist Johansen³, Gustav Marquard Callesen⁴, Michael Friis Pedersen⁴ og Jesper Sølvér Schou⁴

Aarhus Universitet

¹Institut for Agroøkologi

²Institut for Bioscience

Københavns Universitet

³Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning

⁴Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi

BIODIVERSITETSVIRKEMIDLER PÅ DANSKE LANDBRUGS- OG SKOVREJSNINGSAREALER

Serietitel og nummer	DCA rapport nr. 178
Rapporttype:	Rådgivning
Udgivelsesår:	November 2020. 1. udgave. 1. oplag
Forfatter(e):	Professor Tommy Dalgaard, Ph.d. studerende Niels Mark Jacobsen, Akademisk medarbejder Mette Vestergaard Odgaard, Akademisk medarbejder Birger Faurholt Pedersen (AGRO), Seniorforsker Beate Strandberg, Seniorforsker Marianne Bruus, Seniorforsker Rasmus Ejrnæs (BIOS), Professor Inger Kappel Schmidt, Seniorforsker Vivian Kvist Johannsen (IGN), Videnskabelig assistent Gustav Marquard Callesen, Forsker Michael Friis Pedersen og Lektor Jesper Sølvér Schou (IFRO).
Finansiering:	Rapporten er udarbejdet som Allonge til "Rammeaftale om forskningsbaseret myndighedsbetjening mellem Miljø- og Fødevareministeriet og Aarhus Universitet" og er en supplerende opgave til "Ydelsesaftalen Planteproduktion 2020-2023".
Fagfællebedømmelse:	Seniorforsker Ingrid Kaag Thomsen og Seniorforsker Elly Møller Hansen (AGRO), Seniorrådgiver Morten Tune Strandberg, og Seniorforsker Yoko Louise Dupont (BIOS), Lektor Brian H. Jacobsen (IFRO), samt særligt ift. afsnittene om skovrejsning Professor Jette Bredahl Jacobsen (IFRO) og Lektor Hans Peter Ravn (IGN).
Kvalitetssikring, DCA	Specialkonsulent Stine Cecilie Mangaard Sarraf
Ekstern kommentering:	Miljø- og Fødevareministeriet, Landbrugs- og Miljøstyrelsen. Se link til kommenteringsark her: LINK
Eksterne bidrag:	Se forord
Udgiver:	DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Blichers Allé 20, postboks 50, 8830 Tjele. Tlf. 8715 1248, e-mail: dca@au.dk , hjemmeside: dca.au.dk
Bedes citeret:	Dalgaard, T., Jacobsen, M. N., Odgaard, V. M., Pedersen, F. B., Strandberg, B., Bruus, M., Ejrnæs, R., Schmidt, K. I., Johansen, K. V., Callesen, M. G., Pedersen, F. M., Schou, S. J. 2020. Biodiversitetsvirkemidler på danske landbrugs- og skovrejsningsarealer. Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 198 s. - DCA rapport nr. 178 https://dca.pub.au.dk/djfpdf/DCArapport178.pdf
Layout:	Cecilie Ditte Christensen, DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. Aarhus Universitet
Forsidebillede:	Forsøg med vedvarende græsarealer i Nørreådal. Foto: Lars Kruse, AU Foto
Tryk:	Digisource.dk
ISBN:	Trykt version 978-87-93998-28-5, elektronisk version 978-87-93998-29-2
ISSN:	2245-1684
Sidetæl:	198
Internetversion:	https://dca.pub.au.dk/djfpdf/DCArapport178.pdf

Forord

Nærværende rapport er udarbejdet i regi af et tværinstitutionelt projekt finansieret af Landbrugsstyrelsen via Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug (DCA) og Institut for Agroøkologi ved Aarhus Universitet. Projektet er organiseret i 3 arbejdsplaner hhv. AP1: Vurdering af relevante virkemidler og biodiversitets-effekter, AP2: Budget- og samfundsøkonomisk analyse og AP3: Videnssynthese, formidling og overordnet projektledelse, med bidrag fra forskere tilknyttet Institut for Agroøkologi (AGRO) og Institut for Bioscience (BIOS) ved Aarhus Universitet samt Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning (IGN) og Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi (IFRO) ved Københavns Universitet, koordineret af Tommy Dalgaard, Beate Strandberg, Vivian Kvist Johannsen og Jesper Sølvér Schou, som projektledere fra hvert institut.

Afsnittene omkring vurdering af effekter på natur og biodiversitet er særligt udarbejdet under arbejdsplan 1 med bidrag fra Beate Strandberg, Marianne Bruus og Rasmus Ejrnæs, Institut for Bioscience, samt Inger Kappel Schmidt og Vivian Kvist Johannsen, Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning (vedrørende skovrejsning).

Afsnittene omkring de økonomiske effekter er særligt udarbejdet under arbejdsplan 2 med bidrag fra Gustav Marquard Callesen, Michael Friis Pedersen og Jesper Sølvér Schou, Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi.

I den fælles arbejdsplan 3 er viden syntetiseret under ledelse af Institut for Agroøkologi ved Niels Mark Jacobsen, Mette Vestergaard Odgaard, Birger Faurholt Pedersen og Tommy Dalgaard, og suppleret af en national spørgeskemaundersøgelse til danske landmænd. Arbejdet drager desuden nytte af tidligere virkemiddel-katalog arbejder mht. reduktion af belastningen med kvælstof- (Eriksen et al. 2020) og fosfor (Andersen et al. 2020) til vandmiljøet, samt klimarelaterede tiltag (Olesen et al. 2018, Johannsen et al. 2020), idet der kan være et betydeligt samspil med effekter på biodiversiteten, og desuden samspil med EU's Landbrugs- og landdistriktpolitik (Dalgaard et al. 2019a), og dermed nærværende rapportens gennemgang af virkemidler.

I den indledende fase for arbejdet har der i foråret 2020 været afholdt to video-link følgegruppemøder med inviterede repræsentanter fra Landbrugsstyrelsen (v/ Christian Bell, Christine Frigaard Weinreich Bertelsen, Thorsten Søndergaard Larsen, Knud Bjerre, Sandi Maria Lohse Als, Peter Byrial Dalsgaard, Sarah Vestergaard Hansen, Thomas Tümmeler-Hellesen, Jens Noe Hansen, Mathilde Huusmann Christensen og Lærke Worm Callisen) og Miljøstyrelsen (v/ Helle Pilsgaard, Gitte Silberg Poulsen og Annette Abildskov). Her blev udkast til arbejdets disponering præsenteret og diskuteret. I forbindelse med aflevering af rapporten afholdtes desuden primo oktober et opfølgende følgegruppemøde, med præsentation af rapportens overordnede resultater og indhold, med mulighed for efterfølgende skriftlig kommentering fra Landbrugsstyrelsen, inden den endelige syntese og aflevering.

Indholdsfortegnelse

1	Indledning	8
1.1	EU's nye landbrugsreform	8
1.2	Biodiversitetsvirkemidler på danske landbrugs- og skovrejsningsarealer	9
1.3	Læsevejledning	10
2	Baggrund, materialer og metoder	11
2.1	Biodiversitet og naturbeskyttelse	11
2.2	Økonomiske analyser	14
2.3	Øvrige vurderinger og datagrundlag	23
3	Tiltag på- eller i umiddelbar tilknytning til dyrkningsfladen	27
3.1	Insektvolde	27
3.2	Slåningsbrak, årlig eller reduceret aktivitet	33
3.3	Blomsterbrak	39
3.4	Bestøverbrak	43
3.5	Vibelavninger	45
3.6	Lærkepletter	48
3.7	Haregrønning og vildtstriber med græs	51
3.8	Blomsterstriber	56
3.9	Barjordsstriben	59
3.10	Bufferzoner uden pesticid- og gødningstilførsel	63
3.11	Vandhuller og andre små vådområder	66
3.12	Placering af halmballer	71
3.13	Permanent græs	72
3.14	Vedvarende græs, uden omlægning og øvrig afgrødeetablering	75
3.15	Levende hegn, vildtremiser, krat, småskove og andre småbeplantninger	78
3.16	Permanent udtagning af landbrugsarealer	83
3.17	Assisteret spredning af frø og andet materiale fra eksisterende naturarealer	86
4	Bevaring og pleje af eksisterende biotoper	88
4.1	Fritstående træer, herunder veterantræer	89
4.2	Gravhøje og stendysser	92
4.3	Jord- og stendiger	94
4.4	Stendynger	95
4.5	Vandhuller	96

4.6	Hede.....	96
5	Skovrejsning.....	100
5.1	Reduceret jordbearbejdning ved etablering	105
5.2	Træartsdiversitet	108
5.3	Lysninger.....	110
5.4	Vådområder i skoven	114
5.5	Dødt ved, livstræer og kvashegn.....	117
5.6	Næringsstoffjernelse ved skovrejsning	121
5.7	Naturlig tilgroning	124
5.8	Assisteret spredning.....	127
6	Andre driftsformer og virkemidlernes kombinerede effekter.....	132
6.1	Effekt af driftsform.....	132
6.2	Strategiske dilemmaer ved biotopbeskyttelse	139
7	Sammenfatning og konklusion.....	143
7.1	Tiltag i forbindelse med dyrkningsfladen	143
7.2	Bevaring og pleje af eksisterende biotoper.....	146
7.3	Skovrejsning og biodiversitet.....	147
7.4	Konklusion.....	150
8	Litteraturliste.....	152
9	Appendix.....	172
9.1	Modelresultater for jagtleje og skovrejsning	172
9.2	Spørgeskemaets udformning.....	173

1 Indledning

Formålet med denne rapport er at skabe et første samlet vidensgrundlag for tiltag til at forbedre biodiversiteten i det danske landbrugslandskab. Med udgangspunkt i den eksisterende drift, og et spørgeskema omkring danske landbrugeres holdning til biodiversitetsfremmende tiltag, foreslås således en række virkemidler, samlet i et katalog over deres funktion og forventede effekter på biodiversitet og driftsøkonomi.

Først redegøres kort for arbejdets tilknytning til udviklingen af EU's fælles landbrugspolitik (afsnit 1.1) samt de typer af virkemidler der gennemgås (afsnit 1.2). Nederst i denne indledning gives dernæst en vigtig læsevejledning til rapportens resultater (afsnit 1.3), hvorefter baggrunden for rapportens vurderinger af hhv. biodiversitet og økonomiske konsekvenser, knyttet til de enkelte virkemidler, gennemgås i kapitel 2. Her gives endvidere en introduktion til de afledte miljø- og klimaeffekter, samt den spørgeskemaundersøgelse, der er udført blandt danske landbrugere omkring deres interesse for biodiversitetsvirkemidler.

Rapportens hovedresultater er samlet i kapitlerne 3-5, og særligt ift. virkemidlerne på eller i umiddelbar tilknytning til dyrkningsfladen (kapitel 3), bevaring og pleje af eksisterende virkemidler (kapitel 4) og i forbindelse med skovrejsning på landbrugsjord (kapitel 5) er både den biodiversitetsmæssige og den driftsøkonomiske effekt specificeret for hver enkelt type af virkemiddel. I kapitel 6 diskuteres effekten af ændringer i hele driftsformen tillige med de strategiske dilemmaer som også spørgeskemaundersøgelsen viser, der er tilknyttet til biotopbeskyttelse gennem de aktuelle virkemidler, samt de forskellige virkemidlers kombinerede effekt på både biodiversitet, miljø og klima.

Til slut sammenfattes resultaterne i kapitel 7, med de forbehold der også fremgår af nedenstående læseguide. Nærværende rapport skal således ses som en første analyse og baggrund for de kommende års videre implementering af biodiversitetsvirkemidler til naturbeskyttelse, der i høj grad også vil foregå i samspil med øvrige politikker på miljø- og klimaområdet.

1.1 EU's nye landbrugsreform

EU's nye landbrugsreform (CAP2020+) giver en række nye perspektiver for at etablere småbiotoper og øge biodiversiteten, f.eks. ved at udtage i forvejen svært dyrkbare eller ukurante dele af marken, eller med vilje tillade at klynger af træer og buske udvides ind på landbrugsarealet, uden risiko for træk i EU-støtten. Tidligere undersøgelser viser således et betydeligt potentiale herfor, svarende til måske 1-2 % af det totale markareal med afgrøder i omdrift, og op til måske 10-20 % af arealet på marker med øvrige afgrøder (Dalgaard et al. 2019a, 2020).

Den nye landbrugsreform giver desuden mulighed for i højere grad at benytte de såkaldte "frivillige ordninger med visse bindinger" under søjle II Landdistriktssprogrammet (LDP), herunder skovrejsning, og særlige ordninger til at fremme skove med biodiversitetsformål samt andre formål, der kan give synergi til

biodiversitet (særligt ift. specifikke klima- og miljøformål, men også omstilling til nye, generelt mere bæredygtige produktionsformer med f.eks. skovlandbrug og/eller økologisk landbrug).

Allerede i den nuværende EU landbrugspolitik (CAP2013+) findes en række såkaldte grønne elementer, som bidrager positivt til biodiversiteten, men der er et betydeligt potentiale for en større effekt ved at gentænke CAP'en (Dalgaard et al. 2019b). De virkemidler, der gennemgås i nærværende rapport omfatter såvel eksisterende virkemidler, hvor der foreslås forbedringer i forhold til opnåelse af større effekt på biodiversitet, ligesom der foreslås nye mulige biodiversitetsvirkemidler. Kataloget kan således tjene som inspiration til udformningen og implementeringen af den nye CAP-reform i Danmark, hvilket særligt gælder i forhold til:

- Søjle I: Den direkte landbrugsstøtte, hvor der forhandles om nye definitioner af støtteberettigede arealer under grundbetalingen (indkomststøttebetalingen) med lempelser for landmanden, således at der bliver lempelser i form af f.eks. mulighed for 2-årigt aktivitetskrav på alle brakarealer. Desuden kan der under søjle I udformes særlige ECO-schemes, som 1-årige tiltag, og herunder den såkaldte "Basic Income Support for Sustainability" (BISS; "Grundbetaling for bæredygtighed") med mulighed for højere støtte jo flere år der søges til samme areal.
- Søjle II: Frivillige støtteordninger til fremme af indsatser for miljø, klima og biodiversitet, herunder tilskud til skovrejsning samt de fleste af de nuværende ordninger under Landdistriktsprogrammet.
- Den nye konditionalitet: Hvor landbrugerne skal opfylde en række GLM krav om God Landbrugs- og Miljømæssig stand på de ansøgte arealer med henblik på at modtage EU-støtte. Det kan f.eks. gælde vedr.
 - a. GLM2: Passende beskyttelse af tørveholdige jorde. Herunder en landbrugspraksis der beskytter våde og tørveholdige jorder mhp. binding af kulstof.
 - b. GLM6: Sikring mod jorderosion. Herunder landbrugspraksis der mindsker jorderosion
 - c. GLM 8: Afgrøderotation. Herunder diversitet i afgrødevalg og særligt ift. afgrøder, der af hensyn til sygdomssanering kræver årlig afgrøderotation, og
 - d. GLM 9: Etablering af en andel af ikke-produktive arealer og landskabselementer. Herunder nye Biodiversitetsvirkemidler, såsom ordningerne omkring blomster/bestøverbrak i stedet for slåningsbrak, samt i det hele taget biodiversitetsmæssige overvejelser ved udlægning af småbiotoper på arealer med permanent græs eller lavbundsarealer.

Det er således særligt i relation til punkt d, samt tilskud til skov at denne udredning giver et bidrag.

1.2 Biodiversitetsvirkemidler på danske landbrugs- og skovrejsningsarealer

I denne rapport gennemgår vi følgende hovedkategorier af biodiversitetsvirkemidler:

- 1) Tiltag på eller i umiddelbar tilknytning til dyrkningsfladen, herunder permanent udtag af landbrugsjord (Kapitel 3)
- 2) Bevaring og pleje af eksisterende biotoper i det åbne land (Kapitel 4)
- 3) Skovrejsning (Kapitel 5), samt
- 4) Øvrige ændringer i driftsformen, og synergi mellem biodiversitet og virkemidler til miljø- og klimabeskyttelse (Kapitel 6)

Hver især har disse relation til forskellige elementer i den beskrevne CAP-reform, og en omkostningseffektiv anvendelse af de betydelige midler, der herunder allokeres, men de skal selvfølgelig også ses i forbindelse med nationale- såvel som internationale målsætninger for beskyttelse af biodiversiteten, i et rigt kulturlandskab med bedre plads til naturen og opnåelse af betydelige mål for miljø og klimapolitikken.

1.3 Læsevejledning

Det er tilstræbt at skabe en ensartethed ved vurdering af både de biologiske og økonomiske effekter, ved udarbejdelse af rapporten. Derfor er effekten på biodiversitet også scoret på en arbitrær skala med henblik på at give en mere ensartet vurdering heraf, se i øvrigt kapitel 2.1.2. Til trods herfor skal det understreges, at de enkelte virkemidler ikke generelt kan sammenlignes meningsfuldt ud fra forholdet mellem biodiversitets-scoren og den økonomiske effekt i en tværgående omkostningseffektivitetsanalyse. Derved adskiller dette katalog sig fra tidligere virkemiddelkataloger for eksempelvis kvælstof (herunder ammoniak), fosfor og klima, hvor miljøeffekten har en mere entydig fortolkning i forhold til et konkret og kvantitativt politikmål.

Årsagen til denne forskel for biodiversitetsvirkemidlers vedkommende er, at der ikke opnås en sammenlignelig effekt ved de forskellige virkemidler, idet effekten afhænger af, om virkemidlet eksempelvis er målrettet markfladen, småbiotoper eller skovarealer. Ligeledes vil nogle virkemidler være gavnlige for flora og insekter, mens andre primært kan være til gavn for småpattedyr og fugle. Der er således ikke en entydig målvariabel, når man vurderer effekten af virkemidler på biodiversitet. Dertil kommer, at både rumlig skala, lokalitet og varighed af virkemidlet har væsentlig betydning for effekten; effekten af virkemidler i forbindelse med skovrejsning viser sig måske først efter årtier. Derfor har vi ikke scoret de enkelte virkemidler til fremme af biodiversitet i nye skove. Yderligere kommer at bevaringen af gamle biotoper generelt vil have en langt større gavnlig betydning for bevarelsen af biologisk mangfoldighed end etableringen af nye – en relation, der også er kendt som brandmandens lov.

En sidste problemstilling, som vanskeliggør sammenligning på tværs af virkemidler, er sammenhænge i landskabet, idet etablering af småbiotoper og nye skove også kan bidrage til skabelse af bindeled og korridorer i landskabet. Dermed har det samlede kontingent af gennemførte virkemidler også betydning for effekten af de enkelte virkemidler, hvorfor enkeltelementerne ikke kan summeres med brug af den individuelle effekt. Disse forhold betyder også, at en kommende lovgivning på området ikke bør give incitament til at gamle landskabselementer fjernes under påskud af at etablere nye.

2 Baggrund, materialer og metoder

2.1 Biodiversitet og naturbeskyttelse

Af Beate Strandberg, Marianne Bruus og Rasmus Ejrnæs (Institut for Bioscience).

2.1.1 Plads til natur i et landbrugsland

Der er bred konsensus om, at den vilde natur mangler plads, for at truede arter i højere grad vil kunne tilgodeses. Overordnet kan indsatser i den forbindelse opdeles i naturreservation (på engelsk *land sparing*, eller *segregation*) eller naturintegration (*land sharing*, eller *integration*):

Ved naturreservation (*land sparing*) afsættes plads til naturen, hvor de vilde processer og arter har førstehedsret, og hvor det reserverede landområde genoprettes og forvaltes med henblik på at tilgode vilde processer såsom naturlig hydrologi, naturlig kystdynamik, naturlig succession og vildtlevende store planteædere. Ved naturintegration (*land sharing*) forsøger man derimod at indrette menneskets ressourceudnyttelse gennem landbrug og skovbrug på en skånsom måde, så der også bliver mulighed for, at vilde dyr, planter og svampe kan gennemleve en livscyklus.

En gennemgang af litteraturen viser, at naturintegration generelt giver øget biodiversitet i agerlandet, særligt tiltag i intensivt dyrkede områder. Størst effekt fås ved tiltag, der foregår uden for dyrkningsfladen, f.eks. læhegn og andre markkanter (Batáry et al. 2015). Der er mange eksempler på, at en stadigt mere effektiv udnyttelse af naturressourcerne har medført, at arter, som førhen sameksisterede med menneskets brug i marker og skove, er forsvundet i stor stil, mens der er færre gode eksempler på den modsatte bevægelse: At virkemidler på produktionsarealer har ført til fremgang for truede arter. I Danmark gælder det f.eks. de skovlysningstilknyttede dagsommerfugle, hvoraf omkring 10 arter er uddøde de sidste 100 år, ligesom det gælder dyr og planter med navne som ager-kohvede, markperlemorssommerfugl, markfirben og agerhøne, hvis antal er kollapsede i agerlandet i takt med landbrugets intensivering. Disse arter er ikke vendt tilbage som følge af de virkemidler, der hidtil er anvendt på dyrkningsfladen, idet de fleste eksisterende danske virkemidler ikke er direkte rettet mod at fremme biodiversiteten, men primært implementeret for at reducere tabet af næringsstoffer (kvælstof og fosfor) til miljøet, og udledningen af drivhusgasser til atmosfæren.

Nylige gennemgange af EU-politiske agerlands-virkemidler påpeger desuden, at mange virkemidler har forskellig effekt i forskellige landskaber og valget af virkemidler bør derfor tilpasses de aktuelle omgivelser (Batáry et al. 2015, Concepción et al. 2020). Ud over forskellige typer virkemidler er sammenhæng mellem forskellige småbiotoper i landskabet væsentlig, da mindske af afstanden mellem forskellige småbiotoper og tilsvarende virkemidler på markfladen giver størst mulig biodiversitetsgevinst.

Landskabsheterogeniteten herunder tæthed og placering af virkemidler og småbiotoper er afgørende for biodiversitetseffekten af disse (Fahrig et al. 2011, Batáry et al. 2020). Dette illustreres af undersøgelsen af Bucher et al. (2016), som sammenlignede gamle høslæt-enge, restaurerede lav-intensitetsgræsmarker

og brak. Plantediversiteten var højest i enge og græsmarker, mens diversiteten af edderkopper og cikader var højest i græsmarker og lavest på enge. Truede plantearter var sjældne i restaurerede græsmarker, som stadig var næringsrige, hvilket viser betydningen af arealets forhistorie og understreger betydningen af at bevare eksisterende natur- og seminaturarealer frem for etablering af nye. Samtidig var der på de mere artsfattige brakmarker arter af cikader og edderkopper, som ikke blev fundet i de andre habitater, og nogle af arterne var karakteriseret som truede. Dermed er studiet også et eksempel på, at diversitet i valget af virkemidler giver en større biodiversitet.

Langt hovedparten af Danmarks truede og internationalt beskyttede biodiversitet er i dag knyttet til levesteder på arealer med ingen eller kun begrænset produktionsmæssig udnyttelse i skove, enge, moser, heder, græsland, strandenge, vandløb og søer (Moeslund et al. 2019, Nygaard et al. 2020). Men småbiotoperne i agerlandet rummer dog stadig en betydelig andel truede arter (Moeslund et al. 2019), som det er væsentligt at sikre gennem en bedre beskyttelse. Det gælder f.eks. truede arter som gulspurv, jordboende humle, slånejordbi, grov lakposesvamp, kvist orangelav, hylde-tensporelav eller siddende ægmos. Selvom de fleste danske skove er udnyttet forstligt i dag, så er de truede arter fortrinsvist knyttet til skove med gamle træer, skrantende veterantræer, dødt ved og lyse skovmiljøer med plads til vådområder, blomstrende urter og buske samt epifytiske laver og mosser på træernes stammer. Flere truede arter forekommer i næringsfattige miljøer, på forsumpede levesteder, døende og rådne træer, samt levesteder med voldsomme naturlige forstyrrelser såsom brand, kysterosion, sandflugt og oversvømmelse, men også i de mere næringsrige skove i Østdanmark findes mange arter. Alle disse levesteder er pladskrævende og ikke umiddelbart forenelige med rentabel landbrugs- og skovbrugsproduktion. I disse tilfælde peger både international forskning (Balmford et al. 2019) og danske undersøgelser (Oddershede et al. 2017) på, at man generelt vil opnå den største biodiversitetseffekt ved naturreservation, dvs. ved at udtage arealer af produktion og beskytte disse mod tilbagelægning. Permanent udtagne arealer vil i reglen fungere bedre end tiltag på markfladen. Dog er der også arter tilknyttet markfladen, som er afhængige af, at markfladen administreres på en naturvenlig måde; dette gælder f.eks. en række truede fuglearter (Finch et al. 2019, Wejdling 2019). Derfor bør naturreservation såvel som naturintegration prioriteres.

I naturlig forlængelse af dette har danske forskere peget på behovet for en lovsikret bestemmelse om arealreservation til naturformål – en naturzone med egen lovgivning (Ejrnæs 2010, Ejrnæs et al. 2019, Vejre et al. 2019). Det nærmeste, vi kommer en sådan bestemmelse i dansk lovgivning i dag, er naturbeskyttelseslovens §3 eller miljømålslovens bestemmelser angående beskyttelse og forvaltning af habitatdirektivets naturtyper. Der er dog ingen generel dansk lovgivning, som sikrer naturområder mod ødelæggende udnyttelse i form af eksempelvis overgræsning, tømmerhugst, afvanding eller jagtlig regulering af store pattedyr som vildsvin, kronstyr og dådyr til langt under landskabets bærekapacitet (Fløjgaard et al. 2020). Derfor vil arealer, som udtages permanent af omdrift, ikke nødvendigvis blive værdifulde naturområder, hvilket vil reducere deres overordnede biodiversitetseffekt (Balmford et al. 2019).

2.1.2 Paradigme for vurdering af biodiversitet

For hvert virkemiddel gennemgås først den nuværende praksis, hvis en sådan findes. Derefter beskrives effekten af virkemidlet på forskellige organismegrupper, og til sidst beskrives den anbefalede praksis, som vil give størst biodiversitetsmæssig gevinst.

Der er meget få danske undersøgelser, som er direkte anvendelige til at vurdere effekten af virkemidler på natur og biodiversitet. Nærværende analyser vil derfor i høj grad basere sig på udenlandske undersøgelser fra områder med sammenlignelige forhold og på almen økosystemviden. Dette betyder, at vurderingen ofte er baseret på kvalitative ekspertvurderinger og i mindre grad er baseret på data. Samtidig må det jf. forbeholdene i indledningen pointeres, at vurderinger af effekten af forskellige virkemidler ikke umiddelbart er sammenlignelige, ligesom vurderingerne f.eks. ikke vægter om arter er truede. Det er således væsentligt at huske, at effekten af virkemidlerne på dyrkningsfladen ikke umiddelbart kan sammenlignes på tværs og dermed bruges til en prioritering, men derimod til at orientere sig om, hvilke organismetyper der kan have gavn af et givent virkemiddel. For skovrejsning vil en del biodiversitetstiltag ske i forbindelse med etablering af skoven, men effekten vil først vise sig meget senere og vil afhænge af det omgivende landskab, da skovtilpassede arter sandsynligvis ikke er tilstede på de tidligere dyrkede marker og er afhængig af spredning fra omkringliggende skov og dermed afstand til ældre skov.

For virkemidler på markfladen vurderes biodiversitetseffekten, i lighed med lignende, tidligere vurderinger af virkemiddeleffekter (Eriksen et al. 2020, Andersen et al. 2020) på hhv. jordbundsdyr, vilde planter, vilde bier (både mht. føde og levesteder), insekter og andre leddyr (f.eks. edderkopper, biller), fugle og pattedyr (dog ikke for virkemidlerne vedr. skovrejsning). Der gives en kvalitativ vurdering, som vil ligge mellem -3 (betydelig negativ effekt) og +3 (betydelig positiv effekt). Ved vurderingen af effekter på insekter (blomstersøgende såvel som øvrige insekter) er der i vurderingen taget stilling til, hvorvidt virkemidlet opfylder alle insektets krav til ressourcehabitatet jf. Kjær et al. (2020) og Turlure et al. (2019). Hvis et virkemiddel f.eks. kun leverer føderessource, men ikke mulige redesteder til vilde bier, vil den maksimale vurdering ved en i øvrigt optimal udformning være +2. Dette sker for at undgå at overestimere den gavnlige effekt, som forudsætter tilstedeværelsen af andre nødvendige ressourcer i de nærmeste omgivelser. På dette punkt adskiller vurderingerne i dette katalog sig fra tidligere vurderinger af virkemiddeleffekter på biodiversitet (Eriksen et al. 2020, Andersen et al. 2020). Ved vurderingen af effekten af virkemidlet i forhold til blomstersøgende insekter, dvs. vilde bier, svirreflugter, sommerfugle m.fl., forudsættes, i lighed med tidligere vurderinger af effekter af virkemidler på vilde bier (Eriksen et al. 2020, Andersen et al. 2020), at føderessourcen ikke anvendes til honningproduktion. Vurderingen af biodiversitetseffekten gælder for det tidsrum, som virkemidlet får lov at virke i, og tager ikke højde for, at virkningen i de fleste tilfælde vil ophøre, hvis eller når virkemidlet sløjfes, og dyrkningen genoptages på samme måde som før. Der vil for mange virkemidler være et interval af scorer, som afspejler, at biodiversitetseffekten vil afhænge af, hvordan virkemidlet praktiseres, herunder at effekten ofte vil være tidsafhængig. Den maksimale score opnås ved at praktisere virkemidlet som beskrevet i anbefalingerne for det enkelte virkemiddel. Ved vurderingen af biodiversitetseffekter af virkemidlerne er ikke taget hensyn til landskabets heterogenitet.

Eksisterende og permanente virkemidler samt udtagning af landbrugsarealer til ny natur har generelt en større biodiversitet end nyetablerede og kortvarige virkemidler, og de fleste truede arter findes udelukkende i egentlige naturområder, som beskrevet i afsnit 2.1.1. Dette bør der tages hensyn til ved valg og regulering af virkemidler, og der bør tilskyndes til bevaring af eksisterende naturelementer. For eksisterende småbiotoper og for skovrejsning er der ikke nogen oplagt reference at sammenligne med, og effekterne på de relevante organismegrupper beskrives uden at der knyttes en score til effekterne.

2.2 Økonomiske analyser

Af Gustav Marquard Callesen, Michael Friis Pedersen og Jesper Sølvér Schou (Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi).

2.2.1 Grundlag, metode og forudsætninger

Formålet med de økonomiske analyser er, at belyse konsekvenserne for lodsejeren og samfundet ved de betragtede virkemidler til fremme af biodiversiteten. Der foretages ikke en værdisætning af biodiversitetseffekterne, hvorfor der ikke er tale om en cost-benefit analyse. Da det, som nævnt i afsnit 1.3, heller ikke er umiddelbart meningsfuldt at sammenligne effekten for biodiversiteten på tværs af de enkelte virkemidler, der er derfor heller ikke tale om omkostningseffektivitetsanalyser i traditionel forstand. Dette skyldes, at til trods for at virkemidlernes effekt på biodiversiteten scores på en arbitrær skala fra -3 til +3, kan disse scorer ikke sammenlignes på tværs af virkemidler, idet de enkelte virkemidler fører til effekter for forskellige arter. Idet formålet med en omkostningseffektivitets-analyse ifølge Schou et al., (2007) er at opnå en på forhånd specificeret målsætning til lavest mulige omkostninger forudsættes dette, at hvert virkemiddel bidrager rimeligt entydigt til den konkrete målsætning, og dette er ikke opfyldt i nærværende analyse. Derfor bør analysen mere retvisende benævnes en omkostningsanalyse, hvor omkostningerne ved de enkelte virkemidler så vidt muligt sættes i forhold til den forventede natureffekt, idet sidstnævnte er specifik for de enkelte virkemidler. En konsekvens heraf er at en anvendelse af resultaterne som en omkostningseffektivitets-analyse i værste fald vil være misvisende, idet biodiversitets-effekterne ikke kan sammenlignes.

Derimod er det sandsynligt, at biodiversiteten bedst tilgodeses ved at iværksætte mange forskellige virkemidler, herunder som første prioritet at beskytte eksisterende naturområder.

Omkostningsanalysen giver sammen med effektbeskrivelsen beslutningstagere et vist grundlag for at vurdere omkostninger i forhold til effekt for hvert enkelt virkemiddel, men virkemidler kan kun sammenlignes såfremt deres effekter er sammenlignelige eksempelvis ved at de er målrettet samme arter. I det følgende gives en mere udførlig gennemgang af grundlaget for de økonomiske analyser.

2.2.2 Principper for de økonomiske opgørelser

Der foretages både en opgørelse af de budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger ved de enkelte virkemidler. De budgetøkonomiske estimater approksimerer omkostningerne for lodsejeren – dvs. for landbruget/landmanden – medens de velfærdsøkonomiske estimater approksimerer ændringen af samfundets samlede forbrugsmuligheder. Alle omkostninger beskrevet under de enkelte virkemidler tager udgangspunkt i en budgetøkonomisk analyse og omregningen til velfærdsøkonomiske omkostninger foretages derefter for hvert virkemiddel ved opregning af de budgetøkonomiske omkostninger med nettoafgiftsfaktoren på 1,28 (Finansministeriet, 2019). Nettoafgiftsfaktoren er det tal som faktorpriser (priser uden moms og punktafgifter) skal ganges op med for at approximere markedspriserne (forbrugerpriserne), som er det relevante opgørelsesniveau i samfundsøkonomiske analyser.

I en sammenligning af virkemidler med sigte på at belyse de samfundsøkonomiske omkostninger, bør virkemidlernes effekter på andre miljøforhold end de, der er det primære mål (biodiversitet), indgå i nettoomkostningerne. Dette har i midlertidig ikke været muligt i indeværende projekt. Der henvises til afsnittet "Sideeffekter" under hvert virkemiddel for en teknisk beskrivelse af sådanne effekter, men der foretages ikke økonomiske vurderinger. Da det for de fleste af virkemidlerne er uvist, hvordan de konkret vil blive implementeret, er det for nuværende ikke muligt at opgøre de statsfinansielle effekter og derved skatteforvridningstab. Ligeledes gælder for de afledte miljøeffekter, at der muligvis kan sættes retning på disse, mens det ikke er muligt at foretage en kvantitativ vurdering, som kan danne grundlag for en værdisætning. Derfor vil de samfundsøkonomiske resultater alene omfatte en omregning af de driftsøkonomiske (budgetøkonomiske) omkostninger til markedspriser (forbrugerprisniveauet).

Analyserne baseres på en fuld omkostningsdækning og resultatvariablen er jordrenten (værditilvækst), dvs. effekten på restindkomsten til jord, når alle input og produktionsfaktorer er aflønnet (Se f.eks. Dubgaard et al. 2012, Schou og Abildtrup 2005). Den samlede budgetøkonomiske effekt består af summen af *a.* alternativomkostningen ved ophør med hidtidige aktiviteter, *b.* ressourceomkostningen ved at realisere den påtænkte ændringer, og *c.* jordrenten ved den ny arealdisponering. Hvert tiltag beskrives ved et konsekvensskema, hvor de påtænkte ændringer og handlinger beskrives mht. omfang og timing. Heri knyttes også priser til konsekvensbeskrivelsen og de årlige økonomiske konsekvenser opgøres. Herefter beregnes nutidsværdien, og resultaterne præsenteres endeligt som årlige (annuiserede) værdier. Der ses alene på primære effekter, dvs. de omkostninger som følger direkte af det betragtede tiltag.

For at sikre at alle omkostninger og gevinster er sammenlignelige på tværs af levetid og udbredelse, omregnes alle omkostninger og gevinster til årlige omkostninger eller *annuiteter* per hektar. Dette sker i to trin; først omregnes cashflows fra de enkelte år til nutidsværdier og herefter anvendes kapitalindvindingsfaktoren til, at beskrive nutidsværdien som en årlig værdi. Nutidsværdien beregnes ved, at anvende en diskonteringsrente til, at tilbagediskontere hvert års nettocashflow til år 0 og summere alle årene til en nettonutidsværdi:

$$NPV = \sum_{t=0}^T \frac{B_t - C_t}{(1 + r)^t}$$

hvor,
 NPV er nettonutidsværdien,
 B_t er summen af gevinsterne i periode t ,
 C_t er summen af omkostninger i periode t ,
 T er projektets tidshorisont,
 r er diskonteringsrenten.

NPV beskriver således, den nutidige værdi af cashflows over en årrække og virkemidler med forskellig varighed kan derfor ikke sammenlignes vha. NPV. Ved at anvende kapitalindvindingsfaktoren kan det beregnes, hvilken årlig omkostning en given nutidsværdi ville antage under en bestemt rente (kaldes også annuitet; Se mere herom i Møller et al. 2010, pp. 113–122):

$$NPV \cdot \frac{r}{1 - (1 + r)^T} = \text{årlig omkostning}$$

Diskonteringsrenten anvendt i dette projekt tager udgangspunkt i Finansministeriets anbefaling for diskonteringsrenter i samfundsøkonomiske analyser for pengestrømme 35 år frem og er i nærværende projekt 4,0 %, hvor 2,5 % er risikofri realrente og 1,5 % er en risikopræmie (Finansministeriet, 2018). I en driftsøkonomisk kontekst kan den relevante realrente både være lavere og højere for konkrete landbrugere. For landbrugere der kun har realkreditbelåning kan den nominelle rente inkl. bidrag f.eks. være på 2 % eller lavere hvis der er tale om variabelt forrentede lån, her vil den reale diskonteringsrente efter korrektion for inflation, være tæt på nul. Landbrugere med konstant træk på kassekredit vil opleve væsentligt højere nominelle og reale renter.

De økonomiske estimater udarbejdes som projektvurderinger, dvs. under forudsætning af, at ændringerne er marginale og de relative priser ikke ændres. Dette er en gængs forudsætning i økonomisk projektvurdering, og den er rimelig så længe de analyserede ændringer ikke har større effekter på sektor- eller samfunds niveau. Desuden skal det nævnes, at analyserne er baseret på en forudsætning om, at husdyrproduktionen samlet set er upåvirket ved tiltag på landbrugsarealerne. Dog indregnes evt. tab af harmoniareal i arealmæssige alternativomkostninger der bl.a. kan henføres til øgede omkostninger til transport af husdyrgødning ved tab af udbringningsarealer i nærheden af anlæg med animalsk produktion.

Administrative omkostninger ved implementering af de enkelte virkemidler er ikke medtaget i analyserne, idet dette kræver detaljeret information om præcis, hvordan og i hvilken administrativ sammenhæng det pågældende virkemiddel søges implementeret. Dette betyder også, at omkostninger til eventuelle forundersøgelser og projektplanlægning ikke er omfattet af de præsenterede omkostningsestimater.

Omkostningsvurderingerne repræsenterer marginale omkostninger for en gennemsnitlig landbruger på et gennemsnitligt areal. I det omfang de beskrevne virkemidler vil blive implementeret som frivillige virkemidler mod kompensation baseret på denne omkostningsvurdering, vil der opstå en informationsrente for de af landbrugerne, hvis omkostninger ved at implementere tiltaget er lavere end det estimerede

gennemsnit. Dette er en uundgåelig konsekvens af asymmetrisk information omkring landbrugernes faktiske omkostninger.

2.2.3 Data om nøgletal for de driftsøkonomiske vurderinger

I dette afsnit gives en mere detaljeret beskrivelse af de forskellige data og nøgletal, som indgår i de økonomiske vurderinger af effekterne ved de enkelte virkemidler.

Jordrentetab ved omdisponering af jord i omdrift

I forbindelse med fosfor og kvælstof virkemiddelkatalogerne, der er offentliggjort i 2020, er der udarbejdet et bilag med detaljerede overvejelser vedrørende alternativomkostningerne ved landbrugsarealer (Martinsen et al. 2020). Af Martinsen et al (2020) fremgår det, at dækningsbidrag (DB II) vurderes i intervallet mellem 44 kr./ha i den ene yderlighed (planteavlssædskifter på jordbundstype JB 1 og 3 uden vanding og uden husdyrgødning) og 3.882 kr./ha i den anden yderlighed (planteavlssædskifter på lerjord med husdyrgødning) med et arealvægtet gennemsnit på 1.883 kr./ha. Disse DB II niveauer inkluderer ikke omkostninger ved tab af harmoniareal, men det anbefales i Martinsen et al (2020), at tab af harmoniareal sættes til 200 kr./ha, såfremt det er relevant at inkludere det i de arealmæssige alternativomkostninger. De omtalte virkemidler har en kvælstofnorm på 0 kg/ha. og harmoniarealet reduceres derfor (LBST, 2019a) og derfor er der et potentielt indkomsttab enten direkte eller et optionstab. Der vil imidlertid også være planteavlsbedrifter i områder, hvor den animalske produktion er lav, hvor dette tab ikke realiseres. Det antages også, at reglerne for direkte arealstøtte overholdes således, at virkemidlerne forsat udløser direkte arealstøtte.

De arealmæssige alternativomkostningen ved de forskellige virkemidler, kan på kort sigt være forøgede i forhold til DB II niveau, idet omkostninger ved kapacitetstilpasning på bedriften kan være nødvendig, men på længere sigt vurderes alternativomkostningerne, at svare til DB II, dvs. jordrentetabet, svarende til bruttoudbytte minus stykomkostninger (udsæd, gødning, planteværn mv.) og minus maskin- og arbejdsomkostninger. Der er ikke indregnet en omkostning til denne kapacitetstilpasning i virkemidlerne, idet disse omkostninger vil afhænge meget af omfanget af implementerede virkemidler på den enkelte bedrift og af øvrige individuelle forhold på den enkelte bedrift.

Arbejdsløn

Driftsøkonomiske tiltag, der medfører øget tidsforbrug for landbrugere, afregnes efter Danmarks Statistiks Tarif C for arbejdsløn for jordbrugets produktionsfaktorer (LPRIS36). Her kan det ses, at der i 2019 blev regnet med 206 kr./time, hvilket derfor anvendes i nærværende analyse (DST, 2019a).

Pløjning

Pløjning på landbrugsjord gennemføres oftest som led i kultiveringen af jorden, så den er klar til såning. De seneste år har landbrugsdrift med reduceret jordbehandling imidlertid begyndt, at vinde indpas. I 2016 var der 252.662 ha landbrugsjord der blev dyrket uden pløjning og tallet var steget med 26 % i 2018

til 319.006 ha (DST, 2020b). Dermed bliver 12 % af det danske landbrugsareal dyrket pløjningsfrit i dag. På trods af dette bliver største delen af arealet forsat drevet med traditionel pløjning og denne driftsform anvendes derfor også som udgangspunkt i indeværende virkemiddelkatalog.

Omkostningen ved pløjning ligger afhængig af kilder i spændet 760-840 kr./ha (Planteavlsnyt, 2019) og 653-725 kr./ha (SEGES, 2020), hvor første kilde differentierer på arealets størrelse og anden kilde differentierer på jordbundstype (sandjord/lerjord). Et simpelt gennemsnit af de fire priser nævnt ovenfor er 745 kr./ha, hvilket anvendes hvor relevant i de følgende beregninger.

Jordbearbejdning og såning

Jordbearbejdning og såning koster i driftskalkulerne som følge af forskel i bonitet 380 til 400 kr./ha (SEGES, 2020). VKST beskrives prisniveauet for markarbejde 2019-2020 grundet størrelsesøkonomi til mellem 535 og 585 kr./ha (Planteavlsnyt, 2019). På den baggrund anvendes 475 kr./ha som simpelt gennemsnit af ovenstående, hvor relevant i de følgende beregninger.

Såning af udlæg

Såning af græsudlæg i en nyetableret kornmark sættes til 400 kr. pr. ha jf. SEGES (2020).

Ukrudtsharvning

Omkostningerne til en årlig ukrudtsharvning varierer som følge af forskel i bonitet i driftskalkulerne (SEGES, 2020). VKST Landbrugsrådgivning beskriver prisniveauet for markarbejde 2019-2020 grundet størrelsesøkonomi (Planteavlsnyt, 2019). På den baggrund anvendes 155 kr./ha for ukrudtsharvning, beregnet som simpelt gennemsnit fra ovenstående kilder, hvor relevant i de følgende beregninger.

Udsæd

I forbindelse med anlæggelsen af en række virkemidler anvendes der udsæd (f.eks. slåningsbrak og hagregrønninger). For virkemidler hvor der skal udsås kulturgræs tages der udgangspunkt i estimerede omkostninger til anlæggelse af græsmarker til slæt, hvor der skal bruge 27 kg/ha til en pris på 45,5 kr./kg (SEGES, 2020), hvilket giver en omkostning til græsudsæd på 1.229 kr./ha. I sammenhæng med de relevante biodiversitetsvirkemidler vurderes det imidlertid, at den halve udsæds mængde vil være tilstrækkelig til at sikre at kravet om plantedække er opfyldt. Derfor anvendes en udsædsomkostning til anlæggelse af ekstensive græsarealer på 600 kr./ha.

Til anlæggelsen af bl.a. insektvolde og blomsterbrak kræves mere specielle udsædsblandinger. Disse blandinger kommer i mange afskygninger og kvaliteter og det er ikke formålstjeneligt i denne sammenhæng, at identificere det mest optimale produkt til de enkelte virkemidler, men snarere at lægge et niveau for prisen. Derfor er der udvalgt tre specialblandinger som repræsenterer noget af variationen i dette marked og taget et simpelt gennemsnit heraf. Der er tale om en insektvoldsblanding til 605 kr./ha (DSV, 2020),

blomsterbrakblanding 319 kr./ha (DLF, 2018) og Decoy Game Mixture 957 kr./ha (DLF, 2018). Dermed fås et gennemsnit på 627 kr./ha for specialblandinger.

Jagtmæssige effekter

Jagt er en udbredt rekreativ aktivitet i Danmark og det må derfor forventes, at skulle blive tillagt en høj brugsværdi. I jagtåret 2018/2019 var der 177.103 registrerede jægere i Danmark (Christensen et al., 2020), men på trods af det relativt store marked for jagt i Danmark findes der ikke nogen offentlige registre der giver overblik over udlejningsarealet eller værdien heraf.

Retten til at gå på jagt i Danmark følger ejendomsretten og derfor vil eventuelle ændringer i jagtens værdi direkte eller indirekte tilfalde lodsejeren. I konteksten af biodiversitetsvirkemidler har dette betydning fordi værdien bør medregnes såfremt virkemidlets effekt på jagtværdien har en driftsøkonomisk effekt.

I 2006 blev der lavet en spørgeskemaundersøgelse der skulle kortlægge sammenhængen mellem jagtlejen og forskellige geografiske, strukturelle, jagtudbyttmæssige, sociale og kontraktuelle variabler forbundet med jagtleje (Se Lundhede et al. 2015). Denne model er pt. den bedste beskrivelse af det danske marked for jagtudlejning og kan bruges til at værdisætte marginale effekter i arealanvendelsens effekt på jagtlejen.

I Danmarks Statistiks Udvidede Tabeller for Jordbrug for 2018 kan det udledes, at landbrugsbedrifter i gennemsnit cirka er 100 ha store, hvoraf 5 ha er skov og 90 ha er arealer i omdrift (DST, 2018). Dette bruges som baseline i modellen (Lundhede et al. 2015) og en nedgang i omdriftsarealet på 5 pct. point fra 90 pct. til 85 pct. bruges til, at modellere en marginal ændring i jagtlejen som følge af en ændret arealanvendelse. Modellen viser også, at der er stor geografisk variation i jagtlejen på landsplan. Modellen bygger på en stikprøve der ikke nødvendigvis er repræsentativ for det danske landbrugsareal og derfor kan stikprøvens gennemsnitlige jagtleje ikke bruges. Derimod laves der et vægtet gennemsnit med afsæt i fordelingen af det danske landbrugsareal i mellem Jylland og øerne, Fyn og Sjælland.

For at demonstrere en del af spredningen i jagtlejen laves der to parallelle modelberegninger hvor tre variabler ændres til enten at være:

- Enkeltperson eller konsortium
- Mundtlig eller skriftlig lejekontrakt
- Afskydning af 0 stk. kronvildt per 100 ha per år eller 1 stk. kronvildt per 100 ha per år.

Fra Tabel 2.1 kan modelforudsætningerne aflæses og modelresultatet for de seks forskellige scenarier kan aflæses i anden nederste række. Den sidste række viser den marginale gevinst ved, at ekstensivere 1 ha landbrugsjord i omdrift i henholdsvis Jylland og øerne, Fyn og Sjælland.

Tabel 2.1. Modelresultater fra jagtleje model fra Lundhede et al. (2015). Denne tabel bruges som et nedre mål for jagtlejen på landbrugsarealet.

Arealstørrelse (ha)	100	100	100	100	100	100
Landsdel	Jylland og øerne	Jylland og øerne	Fyn	Fyn	Sjælland	Sjælland
Kontrakt længde (år)	3	3	3	3	3	3
Omdriftsjord (%)	90	85	90	85	90	85
Skov (%)	5	5	5	5	5	5
Udbytte råvildt (stk)	6	6	6	6	6	6
Udbytte kronvildt (stk.)	0	0	0	0	0	0
Antal jagtdage	34	34	34	34	34	34
Bincære valg						
Nærhed til større by	0	0	0	0	0	0
Godsagt	0	0	0	0	0	0
Jagthytte	0	0	0	0	0	0
Familier udlejning	0	0	0	0	0	0
Nænsom afskydning	0	0	0	0	0	0
Konsortium	0	0	0	0	0	0
Mundtlig(0)/skriftelig kontrakt(1)	0	0	0	0	0	0
Jagtleje (kr./ha)	101	103	156	159	142	145
Marginal gevinst (kr./ha omdrifts-jord ekstensiveret)		40		60		60

Beregning af den marginale værdistigning af jagten ved øget ekstensivering er illustreret i følgende eksempel, baseret på Tabel 2.1:

Et jagtareal på 100 ha i Jylland med 90 pct. omdrift har en jagtleje på 101 kr./ha eller totalt 10.100 kr. Hvis 5 ha af omdriftsarealet ekstensiveres, sådan at andelen af omdrift kommer ned på 85 pct., vil den beregnede jagtleje stige til 103 kr./ha eller 10.300 totalt. Den marginale værdistigning af jagtlejen kan herefter beregnes som $(10.300 \text{ kr.} - 10.100 \text{ kr.}) / 5 \text{ ha} = 40 \text{ kr. pr. ekstra ha ekstensiveret areal}$. Tabel 2.1 viser, at den tilsvarende værdi på Fyn og Sjælland er 60 kr./ha. Det kan også ses, at modellen er sat op til at beskrive jagtlejen såfremt der gennemføres jagtaktiviteter 34 dage om året, hvilket er et gennemsnit baseret på stikprøven fra Lundhede et al (2015), men dette er sandsynligvis ikke retvisende for landbrugsarealet i Danmark generelt. Det kan imidlertid vises vha. modellen fra Lundhede et al (2015), at antallet af jagtdage ikke har betydning for den marginale ændring i jagtlejen som følge af øvrige forudsætninger og derfor fastholdes de 34 jagtdage årligt. Tabel 2.2 viser på samme måde som Tabel 2.1 de marginale gevinster ved at lægge 5 % landbrugsjord om til ekstensiv landbrugs jord. Grunden til, at den antager en højere værdi skyldes, at der her antages at der foreligger en skriftlig kontrakt, det er et konsortium der lejer jagten og der kan afskydes ét stykke kronvildt per 100 hektar per år, modsat nul ovenfor.

Tabel 2.2. Modelresultater fra jagtleje model fra Lundhede et al (2015). Denne tabel bruges som et øvre mål for jagtlejen på landbrugsarealet.

Arealstørrelse (ha)	100	100	100	100	100	100
Landsdel	Jylland og øerne	Jylland og øerne	Fyn	Fyn	Sjælland	Sjælland
Kontrakt længde (år)	3	3	3	3	3	3
Omdriftsjord (%)	90	85	90	85	90	85
Skov (%)	5	5	5	5	5	5
Udbytte råvildt (stk)	6	6	6	6	6	6
Udbytte kronvildt (stk.)	1	1	1	1	1	1
Antal jagtdage	34	34	34	34	34	34
Bincære valg						
Nærhed til større by	0	0	0	0	0	0
Godsagt	0	0	0	0	0	0
Jagthytte	0	0	0	0	0	0
Familieer udlejning	0	0	0	0	0	0
Nænsom afskydning	0	0	0	0	0	0
Konsortium	1	1	1	1	1	1
Mundtlig(0)/skriftelig kontrakt(1)	1	1	1	1	1	1
Jagtleje (kr./ha)	217	222	336	343	306	313
Marginal gevinst (kr./ha omdriftsjord ekstensiveret)		100		140		140

Tabel 2.3 syntetiserer resultaterne fra Tabel 2.1 og Tabel 2.2 således, at det repræsenterer det danske landbrugsareal. Dette gøres vha. en fordelingsnøgle for den geografiske fordeling af det danske landbrugsareal i omdrift. Hermed viser modellen, at der er 45-111 kr. i potentiel jagtleje gevinst ved, at ophøre omdriften af 1 ha landbrugsareal, beregnet som et arealvægtet gennemsnit på tværs af landet. Variationen i intervallet viser blot et udsnit af den variation der findes i denne pris og der må derfor forventes betydeligt større variation end dette interval fra lokalitet til lokalitet.

Tabel 2.3. Vægtet gennemsnit for ændringen i jagtlejen ved ekstensivering af 1 hektar landbrugsjord i omdrift.

	Jylland og øerne	Fyn	Sjælland
Nedre marginale gevinst (kr./ha omdriftsjord ekstensiveret)	40	60	60
Øvre marginale gevinst (kr./ha omdriftsjord ekstensiveret)	100	140	140
Fordeling af landbrugsjord (%)	73%	8%	19%
Nedre marginal gevinst (kr./ha omdriftsjord ekstensiveret)	45		
Øvre marginal gevinst (kr./ha omdriftsjord ekstensiveret)	111		

På mange arealer bliver der ikke holdt jagt, hvorfor den marginale jagtlejeværdi vil være nul, uafhængigt af mængden af småbiotoper. Øget biodiversitet kan dog også medføre en rekreativ nytte på mange andre måder end jagt, men disse værdier er dog sjældent internaliseret i et marked, som det delvist er tilfældet med jagtværdien.

I Martinsen et al (2020) vurderes det at omtrent 10 pct. af det danske omdriftsareal har en driftsøkonomisk alternativomkostning på 44 kr./ha. Det er interessant at sammenligne dette tal med de 45 kr./ha i marginal jagtlejeværdi pr. ha. Umiddelbart kunne man undre sig over, hvorfor disse arealer dyrkes, når jagtlejeværdien ved at ekstensivere arealerne er højere end dyrkningsværdien. Når disse arealer alligevel dyrkes, kan det være på grund af bindinger i adgangen til landbrugsstøtte, f.eks. en omkostning til et minimumsniveau af årlig landbrugsaktivitet, f.eks. afpudsning af brakmarker. Det kan også have med omkostningsdynamik at gøre, de 44 kr./ha er en langsigtetsbetragtning, mens landbrugeren på kortsigt har omkostninger (f.eks. afskrivninger) der ikke forsvinder, blot fordi arealerne ikke dyrkes mere. Endeligt kan det også være at de 45 kr./ha i øget jagtlejeværdi, på trods af at det er det lave estimat, vil være en overvurdering i nogle tilfælde. Endeligt kan landbrugsproduktionen også i sig selv have en vis rekreativ værdi i visse tilfælde, f.eks. for hobby og deltidslandmænd.

En lignende beregning er lavet for den marginale gevinst ved omlægning af jord i omdrift til ung skov (detaljer vedr. modelopsætninger findes i appendix 9.1). Den viser, at den marginale jagtværdi ved omlægning af landbrugsjord til ung skov er i omfanget 71-158 kr./ha (Tabel 2.4).

Tabel 2.4. Vægtet gennemsnit for ændringen i jagtlejen ved skovrejsning på 1 hektar landbrugsjord i omdrift.

	Jylland og øerne	Fyn	Sjælland
Nedre marginale gevinst (kr./ha omdriftsjord ekstensiveret)	60	100	100
Øvre marginale gevinst (kr./ha omdriftsjord ekstensiveret)	140	220	200
Fordeling af landbrugsjord (%)	73%	8%	19%
Nedre marginal gevinst (kr./ha skovrejsning)	71		
Øvre marginal gevinst (kr./ha skovrejsning)	158		

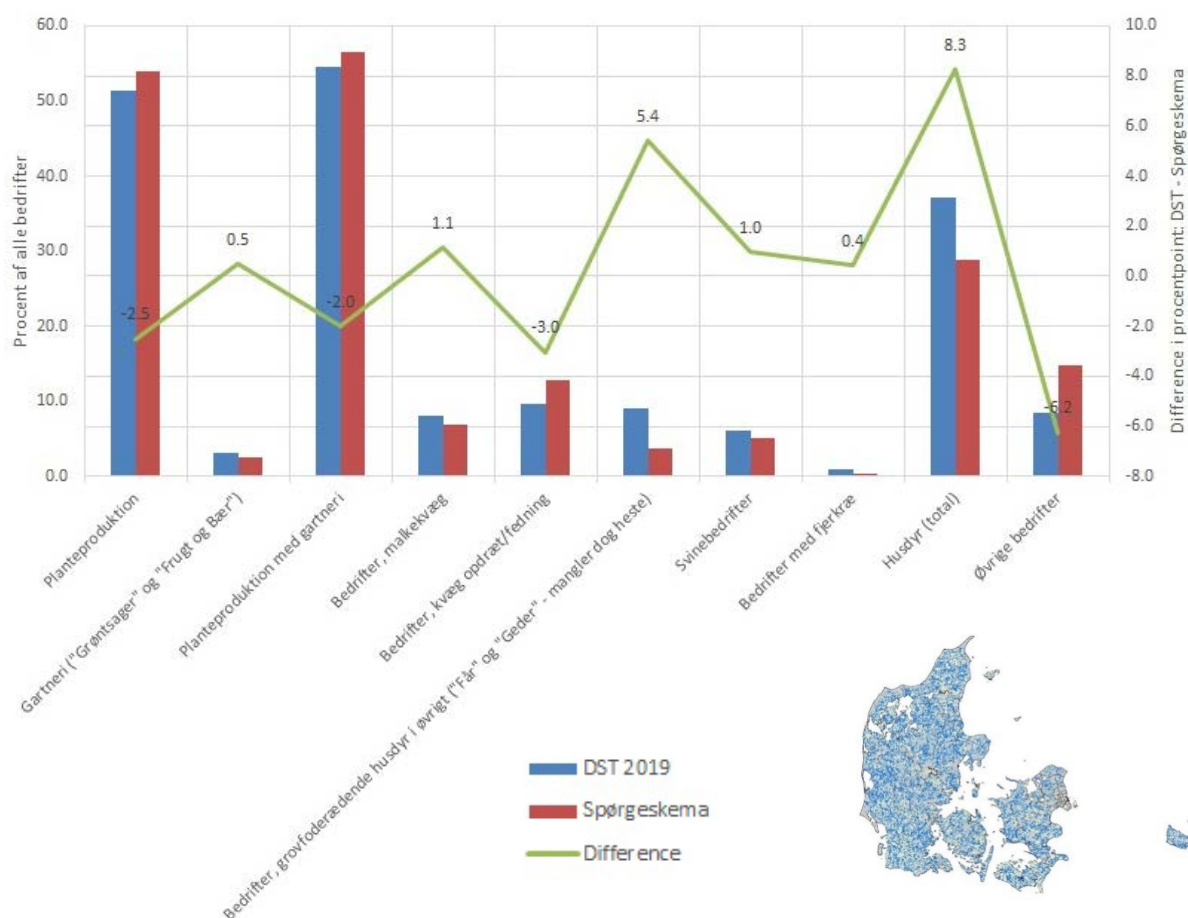
Samlet set vurderes det således at der kan være jagtmæssige merværdier i størrelsesorden 45 til 111 kr./ha ved udtagning af omdriftsarealer til andre biodiversitetsvirkemidler end skov og jagtmæssige merværdier i størrelsesorden 71 til 158 kr./ha ved skovrejsning. Disse merværdier indregnes ikke i gennemgangen af de enkelte virkemidler, men inddrages i sammendraget sidst i rapporten.

2.3 Øvrige vurderinger og datagrundlag

Af Niels Mark Jacobsen, Mette Vestergaard Odgaard, Birger Faurholt Pedersen og Tommy Dalgaard, Institut for Agroøkologi.

2.3.1 Spørgeskemaundersøgelse

Som baggrund for projektets belysning af biodiversitets-virkemidler er i sommeren 2020 udsendt en national spørgeundersøgelse til tilfældigt udvalgte landbrugere, fordelt ligeligt over landet (se Figur 2.1 og Appendiks 9.1).



Figur 2.1. Fordelingen af landbrugere i spørgeskemaundersøgelsen ift. de tilsvarende bedriftstyper ifølge Danmarks Statistik, DST (2019), og kort over den ligelige fordeling af tilhørende marker for de adspurgte, hvoraf der er indkommet komplette svar fra et repræsentativt udsnit på ca. 10 %.

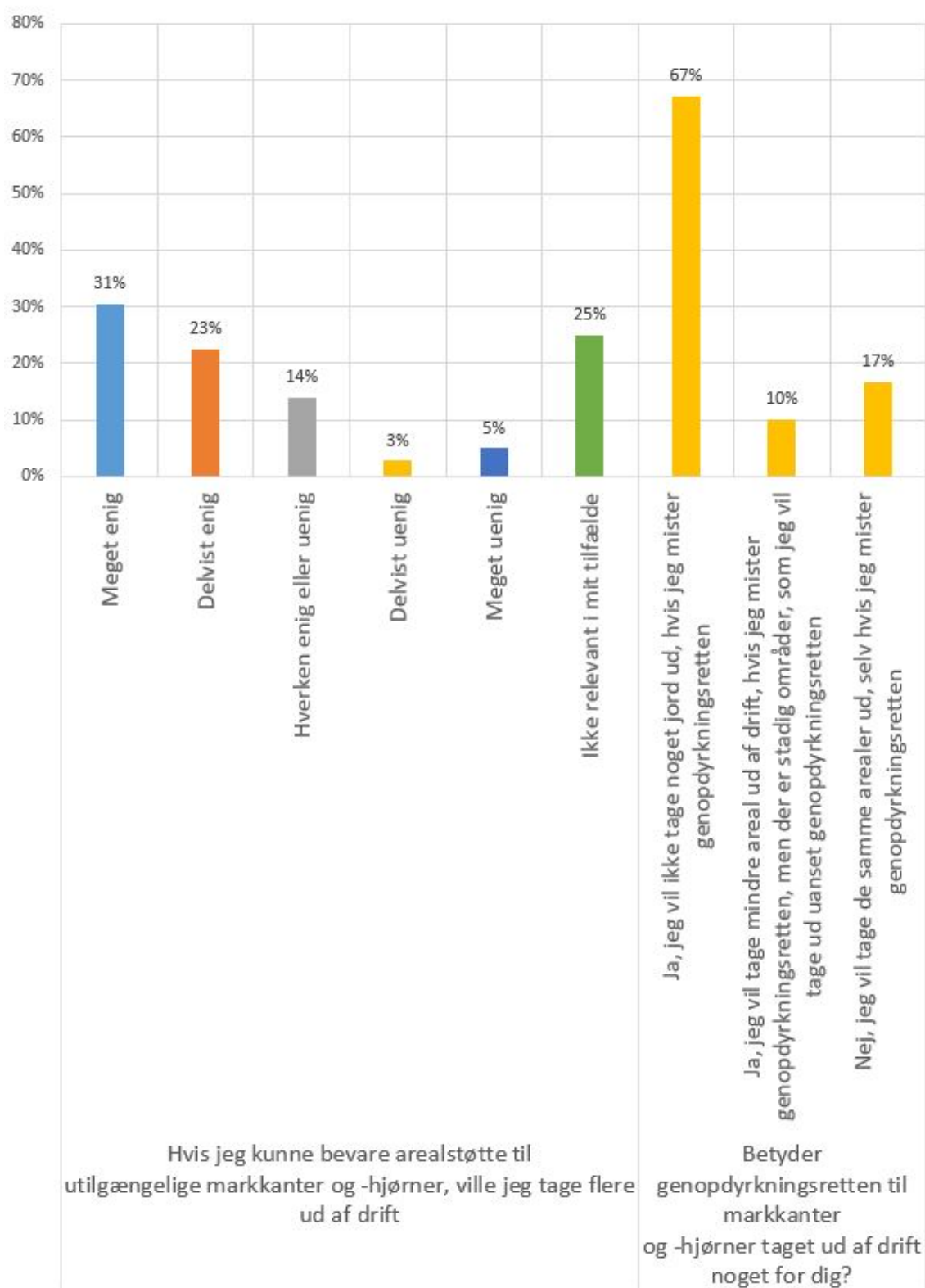
Spørgeskemaundersøgelsen supplerer resultaterne fra en tidligere interviewundersøgelse omkring "Potentiale for småbiotoper i Danmark" (Dalgaard et al. 2019a), og belyser landbrugernes betydelige interesse, og fokuspunkter for barrierer omkring anlæggelse af nye biotoper, herunder skovrejsning. Som illustrativt eksempel viser spørgeskemaundersøgelsen, at landbrugerne har stor interesse i at tage markhjørner og -kanter ud af drift, og at disse arealer repræsenterer en bred vifte af arealtyper (Figur 2.2), med et

følgende stort potentiale for biodiversitetseffekt ved udtagning. Herunder viser undersøgelsen, at bevarelsen af arealstøtte og genopdykningsretten er betydelige faktorer for i hvilket omfang, der er interesse for udtagning af arealer til biodiversitetsformål (Figur 2.3).

Her i rapporten anvendes resultater fra spørgeskemaundersøgelsen til at illustrere landbrugernes holdning til anlæggelsen af udvalgte virkemidler såsom insektvolde, blomster- og barjordsstriber (samlet i Figur 3.5), vandhuller (samlet i Figur 3.7) eller fritstående træer og levende hegn (samlet i Figur 3.8), og som baggrund for en diskussion af de strategiske dilemmaer ved biotopbeskyttelse gennem frivillige virkemidler (afsnit 6.2). Endelig benyttes spørgeskemaundersøgelsen til at belyse interessen for nye driftsformer såsom skovlandbrug (se afsnit 6.1.4), skovrejsning og særlige afvejninger ved overgang til økologisk jordbrug (afsnit 6.1.1), men her er der kun tale om indledende analyser af undersøgelsens resultater af relevans for kommende implementering af nye biodiversitetsvirkemidler i Danmark.



Figur 2.2. Typer af arealer, som landbrugerne ifølge spørgeskemaundersøgelsen selv ser som utilgængelig markhjørner og kanter, med potentiale for udtagning (se også Figur 2.3). Bemærk et areal kan godt tilhøre flere klasser samtidig.



Figur 2.3. Danske landbrugeres holdning til at udtage landbrugsarealer til nye biotoper (eksempel på resultater fra spørgeskemaundersøgelsen). Som det ses, er en stor andel af landbrugerne ifølge spørgeundersøgelsen interesseret i at tage markhjørner og -kanter, der er utilgængelige for moderne maskineri, ud af drift, såfremt det ikke går ud over deres arealstøtte, og landbrugerne er tilmed yderst opmærksomme på, om de potentielt mister genopdykningsretten til jord, der tages ud af drift.

2.3.2 Miljø, klima og effekter på større skala

Nærværende rapport fokuserer på de listede virkemidlers effekt på natur og biodiversitet samt den tilsvarende driftsøkonomi, idet hovedsigtet med de heri gennemgåede virkemidler er i forhold hertil. Andre nylige virkemiddel-katalog arbejder gennemgår tilsvarende tiltag med hovedsigte på reduktion af belastningen med kvælstof- (Eriksen et al. 2020) og fosfor (Andersen et al. 2020) til vandmiljøet, samt klima-relaterede tiltag (Olesen et al. 2018).

Særligt i kvælstof- og fosforvirkemiddelkatalogerne gennemgås i tillæg til nærværende arbejde en lang række tiltag og deres tilsvarende effekt på biodiversitet, og der henvises hertil for nærmere information herom (f.eks. ift. virkemidler såsom fjernelse af biomasse i randzoner og engarealer, flerårige energi-afgrøder, paludikultur med dyrkning af afgrøder på vådbund, etablering af større vådområder eller mini-vådområder med åben vand eller med filtermatricer, målrettede, brede og tørre randzoner, intelligente bufferzoner eller mættede randzoner).

Nogle af de virkemidler, der behandles i nærværende rapport, er desuden uddybende behandlet i nylige myndighedsopgaver, f.eks. vedrørende "Vurdering af natur-, miljø- og klimamæssige effekt af et 2-årigt jordbehandlingskrav på arealer med blomster- og bestøverbrak" (Hansen et al. 2020), hvor også effekter på klima og miljø indgår. Tilsvarende er de miljø- og klimamæssige effekter tidligere gennemgået i sammenhæng med biodiversitetseffekten af de grønne krav ordninger under den eksisterende EU Landbrugs- og landdistriktspolitik (Dalgaard et al. 2019a), herunder effekten af kravet om flere afgrødekategorier, opretholdelse af permanent græs, Miljøfokusområde (MFO) ordningerne, braklægning, lavskov, randzoner, efterafgrøder og græsudlæg, samt landbrug omkring søer og fortidsminder, foruden de særlige landdistriktsordninger omkring pleje af græs- og naturarealer, økologisk arealtilskud og miljøbetinget drift, naturlige vandstandsforhold i Natura 2000 områder, naturprojekter på kulstofrige lavbundsjord (lavbundsordningen), kvælstof- og fosforvådområder, gylleforsuring og energibesparelser, biogas, økologisk investeringsstøtte og skovrejsning.

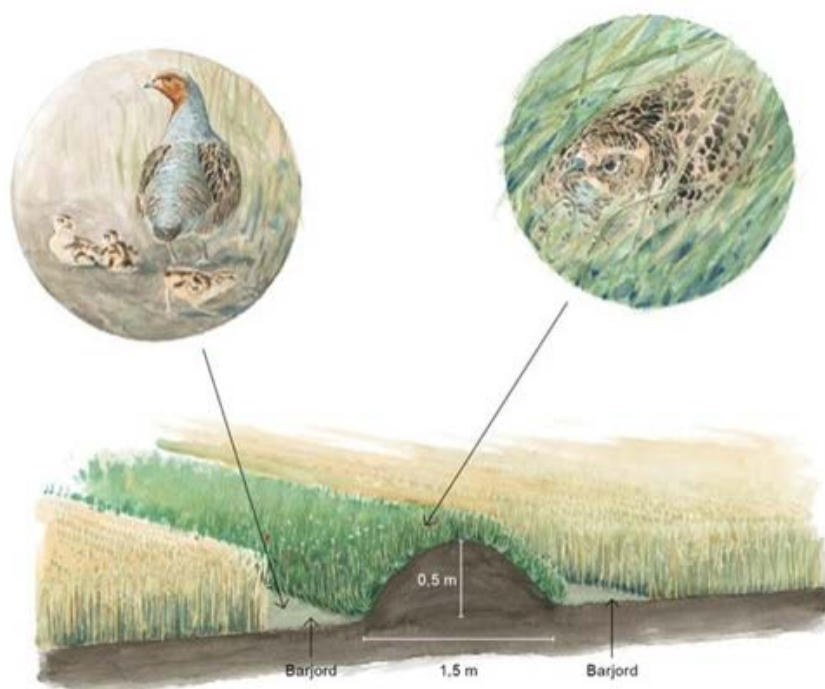
I lighed med ovenstående virkemiddelkataloger effektvurderes virkemidlerne i dette katalog først og fremmest partielt og på baggrund af en alt andet lige betragtning. Dvs. økonomitallene er gennemsnitstal og repræsenterer ikke de store forskelle der i praksis er mellem driftsledere og variation i bedriftsstrukturer og placering af marker i landskabet (f.eks. ift. lokale jordtypeforhold, husdyrtætheder osv.). Det samme gør sig principielt set gældende i forhold til lokale biodiversitetseffekter og for eksempel om en lokal honningproduktion udtømmer føderessourcen for blomstersøgende insekter som vilde bier, svirrefluer, sommerfugle m.fl. I afsnit 6.2 diskuteres nogle af de strategiske dilemmaer, der i praksis kan være ved afvejning af kombinerede effekter på økonomi, biodiversitet, miljø og klima, men hvor illustrering af eksempler på optimering og afvejning af kombinerede effekter i praksis vil kræve nærmere landskabsstudier og genstand for videre forskning.

3 Tiltag på- eller i umiddelbar tilknytning til dyrkningsfladen

Af Marianne Bruus og Beate Strandberg (Institut for Bioscience), Gustav Marquard Callesen, Michael Friis Pedersen og Jesper Sølvér Schou (Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi), samt Niels Mark Jacobsen og Tommy Dalgaard (Institut for Agroøkologi).

3.1 Insektvolde

En insektvold (Figur 3.1) er en vold af jord, som er hævet over markfladen og har samme funktion som jorddiger, markskel og lysåbne levende hegn. Det vil sige, de udgør et flerårigt leve- og/eller overvintningssted primært for insekter, men også for f.eks. jordrugende fugle. Som navnet siger, er det primære formål at fremme insektfaunaen og specifikt insekter, der er prædatorer på skadevoldende insekter, især lus, i markerne.



Figur 3.1. Illustration af Insektvold (Søndergaard 2009, Økologisk Landsforening, 2011).

Nuværende regler og praksis

Placering: Insektvolde etableres på markfladen (Foto 1), og den største effekt i forhold til bekæmpelse af skadevoldere opnås, når volden etableres i flere meters afstand fra markkanten evt. som adskillelse mellem to afgrøder, hvor der i udgangspunktet ikke er noget naturligt markskel.

Omfang: Landbrugsstyrelsen (LBST) (2020a) anbefaler, at insektvolden anlægges ved sammenpløjning af to plovfurer og har en maksimal højde på 0,5 m. Insektvolde indgår som et af flere vildt- og bivenlige tiltag, hvor der gælder en række generelle betingelser, bl.a. at tiltaget maksimalt må have en bredde på 10 meter ligesom det maksimalt må udgøre 10 % af markens samlede areal. Det er nok mindre sandsynligt at landmanden vil anlægge en vold af en sådan bredde, da tiltaget ikke må få permanent karakter

og nemt skal kunne inddrages i omdriften igen. Engelske anbefalinger for 'beetle banks' angiver en bredde på 2 m og desuden, at volde(n) for at opnå den ønskede effekt på bekæmpelsen af skadevolde, anlægges inde på markfladen, og at der etableres mere end én vold, hvis marken er 20 ha eller større (The Royal Society for Protections of Birds 2020).

Varighed: Flerårig. Danmarks Jægerforbund (2020a) angiver, at insektvolde kan indgå i 3- eller 5-årige biotopplaner, hvor det er muligt at omlægge 30 % af tiltaget årligt.

Anlæg og/eller ændringer, som tiltaget indebærer: Insektvolden kan med fordel anlægges i markens længderetning (pløjeretningen) ved sammenpløjning af to eller flere plovfurer. Eftersom insektvolden kan anlægges ved pløjning, kan det med rimelighed antages, at anlæggelsen kun tager negligerbart længere tid, end hvis arealet skulle pløjes som normalt. Der er ikke krav til plantedække på en insektvold (LBST 2020), men den kan med fordel tilsås med en blanding af flerårige tuedannende græsser, hvis den skal indgå, som virkemiddel i forhold til skadevolderbekæmpelse. Det kunne være arter som f.eks. hundegræs, strand-svingel og eng-rottehal (timote). I forhold til opnåelse af den største effekt på biodiversitet vil eventuel såning og/etablering af en så artsrig flora, som muligt være målet. Vildt- og bivenlige tiltag har ingen gødningsnorm, hvilket betyder, at gødskningen af marken skal reduceres i forhold til arealet af tiltagene.



Foto1. Etablering af insektvold (Økologisk Landsforening 2011, foto: Morten Telling).

Der er ikke noget aktivitetskrav til insektvolde, men den skal ifølge faktaark om vildt og bivenlige tiltag fra NaturErhvervstyrelsen, friholdes for opvækst af træer og buske (NaturErhvervstyrelsen 2016). Danmarks Jægerforbund (2020a) anbefaler endvidere, at insektvolde ikke sprøjtes eller gødskes, men at midler til selektiv bekæmpelse af bl.a. kæmpebjørneklo anvendes efter gældende regler (<https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2017/842>), desuden anbefales bekæmpelse af brændenælder, tidsler og flyvehavre også med selektive midler.

Effekter på natur og biodiversitet

Mange insekter er afhængige af at der findes uforstyrrede habitater, hvor de kan overvintrere. Et græs-dække domineret af tuedannende arter udgør et værdifuldt overvintringshabitat for mange arter. Med intensiveringen af landbruget siden midten af forrige århundrede er markerne blevet større, og mange levende hegn, markskel og jorddiger er sløjfet med deraf følgende tab af biodiversitet. Insektvolde fungerer som erstatningshabitat for disse habitater.

Da insektvolde ofte tilsås med flerårige tuegræsser og friholdes for opvækst af træer og buske, er vegetationen på insektvolde væsentlig forskellig fra vegetationen i levende hegn, på jordvolde og i markskel og er domineret af de udsåede tuegræsser (Thomas et al. 2001, 2002). Vegetationen på insektvolde, der er mere end 10 år gamle, har dog en større artsdiversitet, og artssammensætningen ligner i højere grad vegetationen i levende hegn, markskel og på jorddiger, selvom bl.a. andelen af nektarplanter fortsat er betydelig lavere end i disse habitater (Thomas et al. 2002). Opvækst af enkelte fritstående træer eller buske på insektvolden vil således være en biodiversitetsmæssig fordel.

Anlæg af insektvolde blev oprindeligt igangsat primært for at skabe overvintringssteder for bl.a. løbebiller og edderkopper, der primært benytter levende hegn, markskel og andre permanente habitater som overvintringssted. Selvom insektvolde ikke har så høj tæthed og diversitet af insekter, som føromtalte randbiotoper, har en række studier dokumenteret, at ikke blot prædatorer som løbebiller, rovbiller og edderkopper (tæppespindere og jagtedderkopper), men også flere andre insektgrupper heriblandt græshopper og sommerfugle fremmes af insektvolde (Thomas & Goulson 2000, Thomas et al. 1991, 1992, 2001). Insektvolde i kornmarker har allerede det år, de anlægges, en tæthed af polyfage (altædende) prædatorer på 150 individer pr. m², og året efter er tætheden oppe på 1500 individer pr. m² (Thomas et al. 1991). De første år er der tale om få pionerarter, men med tiden ses en større diversitet, og mere specialiserede arter indgår (Thomas et al. 1992). Polyfage prædatorer er vigtige for bekæmpelsen af lus i mange afgrøder, og etablering af insektvolde på marken kan signifikant reducere mængden af lus i afgrøden (Collins et al. 2002, Wind og Bertelsen 2013). Dog falder effekten med afstand til insektvolden.

Insekter, der lever på insektvolden, udgør en vigtig fødekilde for flere fuglearter og især agerhøne og fasan opfostrer deres unger på insektføde bestående af de overvejende store insektarter, der specifikt fremmes af insektvolde (Thomas et al. 2001). Insektvolde giver desuden et vist skjul for fuglene under rugningen. De er dog ikke så velbeskyttede som i levende hegn (Thomas et al. 2001).

Der ses allerede effekt af virkemidlet kort tid efter etablering, men effekten vil dog forøges betydeligt de efterfølgende år, efterhånden som populationer af nytteinsekter etableres. Vedvarende effekt af virkemidlet er afhængig af, hvorvidt vegetationen er selvopretholdende (nogle arter vil kræve pleje i form af slåning). Da mange insekter er varme- og lyselskende, vil den gavnlige effekt og opretholdelsen af denne være afhængig af, at der fortsat er bar jord. Hvis vegetationsdækket bliver tæt vil effekten reduceres.

Da vegetationen på insektvolden er græsdomineret, og der kun etableres få og spredte blomsterplanter, er den gavnlige effekt på blomstersøgende insekter begrænset. Insektvolden vil potentielt kunne bidrage med egnede redesteder til vilde bier, da bl.a. humlebier men også mange solitære bier har deres rede i jorden, især på tørre uforstyrrede steder. Hvorvidt bierne vil benytte insektvolden, som redested, vil dog afhænge af placeringen på marken. Hvis volden placeres inde på markfladen, som det anbefales for at opnå den mest effektive bekæmpelse af lus i vinterkorn, vil den være af meget begrænset betydning som redested for vilde bier, da der vil være for langt mellem volden og arealer med egnede føderessourcer.

Insektvolde kan anvendes på alle omdriftsarealer, men fravær af brug af pesticider og gødskning på insektvolden, som Danmarks Jægerforbund (2020a) også anbefaler, er afgjort en fordel for den gavnlige effekt af virkemidlet, og i det hele taget øges biotopværdien, hvis tilstødende markarealer ikke sprøjtes og gødes. Værdien af insektvolde vurderes derfor at være højere på økologiske bedrifter, hvor der ikke er risiko for afdrift af insekticider, end på tilsvarende konventionelle marker, hvor afdrift ikke med sikkerhed kan undgås. Alternativt kan insektvolden beskyttes ved anlæggelse af en bufferzone (afsnit 3.10).

Tabel 3.1. Forventede effekter af virkemidlet "Insektvolde" på biodiversiteten. Spændet i værdier for de enkelt organismegrupper afspejler, at der er betydelig forskel mellem effekten af virkemidlet, hvis det implementeres efter gældende praksis og hvis nedenfor anbefalede praksis i forhold til biodiversitet anvendes. *) Jf. afsnit 2.1.2.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier (føde og levesteder)	Insekter og led-dyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr
1-2	1-2	1-2*	1-3	1-2	1-2

Boks 1. Anbefalet implementering af insektvolde som biodiversitetsvirkemiddel.

I forhold til opnåelse af betydelig effekt på biodiversitet er det primært alderen og placering, der er af betydning, og vi anbefaler, at insektvolde som minimum er 5 årige og gerne længerevarende, og at volden placeres langs hegn eller anden eksisterende kantbiotop.

I forhold til opnåelse af den største effekt på biodiversitet anbefales udsåning af en artsrig flora gerne af arter, der i særlig grad understøtter en varieret fauna.

Udsåning af tuedannende græsser i forbindelse med anlæg af insektvolden vil forhindre, at volden gror til i for landmanden uønskede arter samtidig med at tuegræsserne er gavnlige for opretholdelsen af skadedyrsbekæmpelse. Tilstedeværelsen af flere forskellige plantearter vil imidlertid øge den biodiversitetsmæssige værdi, ligesom opvækst af enkelte fritstående træer og/eller buske også vil øge værdien af insektvolden for biodiversiteten.

Hvis der skal tages hensyn til effekten på bekæmpelsen af skadedyr, bør der som minimum anlægges en vold pr. 20 ha, jf. <https://www.rspb.org.uk/our-work/conservation/conservation-and-sustainability/farming/advice/managing-habitats/beetle-banks/>.

Driftsøkonomisk effekt

Såfremt en insektvold placeres på omdriftsjorden vil der jf. Tabel 3.2 være en alternativ omkostning (1) og et tab af harmoniareal (2).

En insektvold anlægges let ved at pløje to eller flere furer sammen. Det vil sige, at landmanden blot skal undlade at vende ploven når denne alligevel pløjer marken. Ud fra en marginalbetragtning kan det hæves at anlægsmkostningerne er lavere, idet landmanden alligevel er i marken med ploven på traktoren. Men denne betragtning tilsidesættes idet det vurderes mest hensigtsmæssigt at insektvolden "betaler" samme pris for pløjningen som den mark den ligger i tilknytning til (3).

Efter sammenpløjning af to furer udsås en frøblanding på insektvolden i hånden. Udsæden hertil vurderes at koste 627 kr./ha (4). Denne omkostning kan reelt være undervurderet, hvis landmanden skal bruge meget små mængder udsæd som ikke kan købes i så små pakninger. Omvendt er det muligt at landmanden kan bruge rester af græsfrø fra andre formål, hvis der ikke er skrappe kriterier for hvilken udsæd der anvendes. Frøblandingen forudsættes udsået med hånd, hvor det er vurderet at der kan sås 0,06 ha pr. time. Dette svarer til at det tager 1 time at så en insektvold på 2x300 meter. Med en timeløn på 206 kr. pr. time (DST, 2020a) bliver omkostningerne til arbejdstidsforbruget i forbindelse med håndsåning af insektvolden 3.433 kr./ha (5).

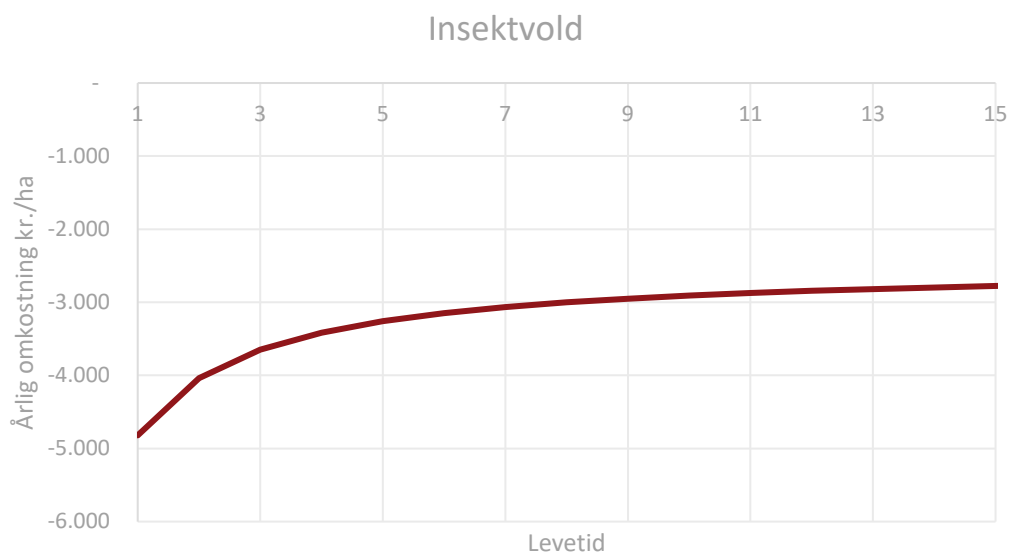
Friholdelse af volden for opvækst af træer og buske vurderes at kunne foretages med maskinel afpudsning, f.eks. i forbindelse med afpudsning af brakmarker (6). Det er ikke nødvendigvis hvert år der skal foretages en afpudsning, men omkostningerne vurderes at svare til omkostningerne ved en årlig afpudsning af brakmarker på 300 kr./ha, idet omkostningerne ved den enkelte afpudsning kan være højere, f.eks. hvis der skal køres efter små arealer, til gengæld kan frekvensen af afpudsningerne være lavere end 1 gang pr. år (Pedersen, 2020).

Tabel 3.2. Driftsøkonomiske omkostninger forbundet med virkemidlet insektvolde (Kr./ha./år).

År	Jord-rente (1)	Harmoni-areal (2)	Pløj-ning (3)	Ud-sæd (4)	Såning med hånd (5)	Brakpuds-ning (6)	Nutids-værdi	Annui-tet (7)
1	-1.900	-200	-700	-600	-3.400		-6.900	
2	-1.900	-200				-300	-2.200	-4.800
...								
5	-1.900	-200				-300	-2000	-3.400
...								
10	-1.900	-200				-300	-1.600	-3000
...								

Ved virkemidler, hvor omkostningerne ikke er ens i alle år anvendes annuiseringsprincippet, hvilket betyder, at der skal fastsættes en varighed på virkemidlet, og eftersom der ikke er nogen begrænsning på varigheden for insektvolde vil den kunne antage alle år. For insektvolde gælder en årlig omkostning på 4.820, 3.416 og 2.950 kr./ha. for en varighed på 2, 5 og 10 år (7). Hermed vises det, at den årlige omkostning vil være faldende med varigheden som vist på Figur 3.2. Ved en 50 årig insektvold vil den årlige omkostning være 2.597 kr. pr. ha, på meget langt sigt vil omkostningen ved insektvolden konvergerer mod summen af de løbende omkostninger idet anlægsomkostningerne fordeles over uendeligt mange år, dette vil være en omkostning på 2.383 kr. pr. ha insektvold. På arealer med en under gennemsnitlig dyrkningsværdi, uden alternativomkostning relateret til harmoniarealet og hvor omkostningerne til årlig pleje viser sig at være lavere, kan omkostningerne ved virkemidlet være lavere. Det modsatte kan gøre sig gældende på arealer med andre forudsætninger.

Ved anlæg af en 300x2 meter insektvold mellem to gennemsnits størrelsesmarker på ca. 7 ha vil insektvolden udgøre $600/140000\text{m}^2 = 0,43$ pct. af arealet, og en 10 årig insektvold vil dermed svare til en omkostning 12,64 kr./ha af omdriftsarealet. Ved en tilsvarende insektvold pr. 20 ha vil dette svare til 3 promille af arealet (0,003) og omkostningen til insektvolden vil årligt være 8,85 kr./ha omdriftsareal ved en insektvold med 10 års varighed.



Figur 3.2. Årlige omkostning ved insektvolde i kr./ha. som funktion af levetiden i år.

Den årlige driftsøkonomiske omkostning for 10 årige insektvolde er beregnet til 2.950 kr./ha/år insektvold.

Den tilsvarende velfærdsøkonomiske omkostning beregnes ved at gange den driftsøkonomiske omkostning med nettoafgiftsfaktoren på 1,28, hvorved den velfærdsøkonomiske omkostning bliver 3.776 kr./ha/år insektvold.

3.2 Slåningsbrak, årlig eller reduceret aktivitet

Brakarealer er landbrugsarealer, der midlertidigt er taget ud af produktion og holdes i en tilstand, hvor de uden videre kan opdyrkes igen. For slåningsbrak er der, som det fremgår nedenfor, krav omkring slåning af arealet. Der må endvidere ikke ske afgræsning, sprøjtning, gødskning mv.

Nuværende regler og praksis

Placering: Braklægning kan være af enten hele markfladen eller af dele af marken. Hvis kun en del af marken braklægges, kan det gøres som MFO-brak inden for den gældende lovgivning (ned til 0,01 ha) (LBST 2020a, 2020b).

Omfang: Der er aktuelt krav om en minimumslandbrugsaktivitet, der medfører et krav om at slåningsbrak slås mindst en gang årligt uden for perioden med slåningsforbud (1. maj til 31. juli) i enten foråret (1.-30. april) eller sensommeren (1. august-25. september) (LBST 2020b). I den kommende landbrugspolitiske planperiode er der lagt op til, at kravet om årlig slåning kan reduceres til et krav om slåning hvert andet år (LBST 2020b). Plantematerialet må ikke fjernes, men kan evt. samles i en stak på arealet (LBST 2020b).

Varighed: Et areal meldt som slåningsbrak kan tidligst omlægges til vintersædafgrøder i samme år med mulighed for nedvisning af plantedækket fra 1. juli og jordbearbejdning fra 1. august (LBST 2020b). Der er i grundbetalingsordningen ingen øvre grænse for, hvor længe det samme areal må henligge i brak (Pedersen og Møllerup 2019).

Anlæg og/eller ændringer, som tiltaget indebærer: For slåningsbrak er der ikke krav om udsåning af planter, men derimod om at arealet for at leve op til reglerne om krydsoverensstemmelse fremstår med

et synligt vegetationsdække 1. maj i støtteåret (LBST 2020a), hvilket medfører, at slåningsbrak kan etableres som udlæg af græs i dækafgrøde, være en græsmark der fortsættes som en brakmark eller være etableret med spildkorn og ukrudtsfrø (de to sidstnævnte muligheder uden direkte omkostninger for landbrugeren). Der må undtagelsesvis ske bekæmpelse af ukrudtsarter i brakmarken ved selektiv slåning, hvis der er risiko for fremvækst af uønskede plantearter som brændenælde og tidsler eller krydsbestøvning mellem planter i brakmarken og afgrøder til frøproduktion. Hvis der findes flyvehavre eller kæmpebjørneklo på brakarealet, må der anvendes plantebeskyttelsesmidler til nedvisning af dele af en brakmark, med mindre den er MFO-brak (LBST 2020b). Fra 1. juli må plantedækket på braklagte arealer nedvisnes forud for jordbehandling fra 1. august i forbindelse med etablering af en vintersæd.

Effekter på natur og biodiversitet

Ved slåningsbrak er der ikke krav om udsåning af planter, men derimod at arealet skal fremstå med et synligt vegetationsdække 1. maj i støtteåret. Flere undersøgelser har dokumenteret, at den gavnlige effekt på biodiversiteten er betydelig mindre, hvis der udsås f.eks. kulturgræsser (Tscharntke et al. 2011, Mogensen et al. 1997, Bertelsen et al. 2008). Tilstedeværelsen af kulturgræsser resulterer i en vegetation bestående af få plantearter og en tilsvarende artsfattig fauna. Etablering fra frøbanken eller af frø, der spredes fra omgivelserne, vil kun omfatte et fåtal af arter, idet frøbanken i agerjord generelt er artsfattig og afstanden til naturlige habitater, hvorfra andre arter kan spredes, ofte er lang. Arealet vil derfor på længere sigt kun have marginal betydning for biodiversiteten. Hvis brakken derimod udlægges på overvintrende stubmark, vil der etableres en betydelig mere artsrig flora, der også giver føde og levesteder for en langt mere artsrig insekt- og fuglefauna (Tscharntke et al. 2011, Mogensen et al. 1997, Bertelsen et al. 2008). Den overvintrende stub vil i høj grad reducere risikoen for erosion.

Frøbanken på agerjord er generelt begrænset til relativt få og almindelige arter (Török et al. 2018, Lang et al. 2018), og potentialet for spredning af frø fra omgivelser kan også være begrænset på grund af markernes størrelse (lang-distance spredning). Etablering af nye arter via naturlig frøspredning er således en tidskrævende proces (Török et al. 2018). Assisteret frøspredning kan være en måde at øge diversiteten af planter, der etableres på brakarealet. I kapitel 3.17 er mulighederne for at udnytte assisteret spredning uddybet.

Biodiversitetseffekterne af slåningsbrak varierer betydeligt afhængig af jordbunden. På tørre sandede og næringsfattige arealer er der de bedste muligheder for at opnå betydelige biodiversitetseffekter, især hvor udsåning af kulturgræsser undgås. Her kan en relativt artsrig flora med tilhørende insektarter etablere sig (Tscharntke et al. 2011, Bertelsen et al. 2008, Mogensen et al. 1997). På næringsrige jorde vil biodiversitetseffekterne til gengæld ofte være meget små, idet der typisk etableres en artfattig og meget tæt vegetation, især ved udsåning af kulturgræsser, men også hvor plantedækket etableres ud fra den eksisterende frøbank. Her vil få, konkurrencesterke arter være dominerende. En tilsvarende effekt ses på lavbundslande, hvor der ofte er ophobet store næringsstofpuljer. Konkurrencearterne kan være hjemmehørende arter som stor nælde, agertidsel eller tagrør, men også invasive arter som kæmpebjørneklo eller

gyldenris (Mogensen et al. 1997, Bertelsen et al. 2008). Da græsning og høslæt med fjernelse af det afklippede materiale ikke er tilladt, vil der ikke være mulighed for, at der dannes åbninger i vegetationen, hvor nye arter kan etablere sig (biomassen må gerne samles i en bunke på marken, hvilket der dog ikke er noget driftsøkonomisk incitament til).

Fuglefaunaen er særdeles følsom over for slåning af plantedækket i yngleperioden. Den anbefalede praksis med forbud mod slåning i perioden 1. maj til 31. juli vil til dels beskytte fuglene i ynglesæsonen. Forårsslåning kan dog ødelægge reder hos f.eks. sanglærke, agerhøne og vibe, ligesom slåning umiddelbart før redeetablering vil gøre arealet uegnet som ynglehabitat i en periode, og slåning i august vil være negativt for unger af sent etablerede kuld (Elmeros et al. 2014). Sommerslåning vil desuden fjerne en stor del af plantefrøene, der er vigtige som fødegrundlag for mange agerlandsarter (Mogensen et al. 1997). Vickery et al. (2004) anbefaler braklægning og økologisk landbrugspraksis samt dyrkning af vårafgrøder som de vigtigste tiltag til forbedring af ynglesuccessen for lærker. Braklægning i denne undersøgelse er dog uden aktivitetskrav, hvorfor den fundne gavnlige effekt må forventes at være større end for brakmarker med aktivitetskrav. I forhold til vinteroverlevelse angives tilstedeværelsen af overvintrende stubmarker som væsentlig (Vickery et al. 2004).

Hare og råvildt er ligesom fuglene særdeles følsomme over for slåning. Harens ynglesæson strækker sig fra februar til september, og forårs- såvel som sommerslåning kan ikke undgå at påvirke ynglesuccessen negativt (Elmeros et al. 2014). Rådyr føder typisk lam i maj eller juni. Forårsslåning vil derfor generelt ikke være negativt, mens sent fødte rålam forsat vil trykke og blive ramt ved slåning i august (Elmeros et al. 2014). Af hensyn til hare og råvildt vil det være ønskeligt at vente med slåning til hen i september måned.

Flerårig og længerevarende braklægning vil øge heterogeniteten på arealet, og både plantediversitet og variationen i mikro-habitater vil gavne dyrelivet. Brakvegetation bestående af flerårige urter kan således være et vigtigt fødegrundlag for bier og andre arter, bl.a. svirrefluer og sommerfugle, der lever af nektar og pollen. I forår og forsommeren er der generelt mange blomster især i levende hegn, medens blomsterressourcerne hen på sommeren ofte er meget begrænsede i agerlandet. Slåning fjerner blomsterne. Jo senere slåning, desto længere periode vil brakarealet potentielt udgøre en væsentlig føderesource. Fravær af pesticider gavner ligeledes blomstringen på arealet (Strandberg et al. 2013a). Set i forhold til bier, men også andre insekter er en artsrig flora en væsentlig forudsætning for en artsrig fauna (Wood et al. 2017, Ebeling et al. 2018, Strandberg et al. 2013b).

Fravær af jordbehandling vil umiddelbart gavne jordbundens leddyr som regnorme, springhaler og mider. Ved længerevarende braklægning har man fundet en større diversitet i jordbundsdyrene, medens enårig braklægning kun i meget begrænset omfang øger artsdiversiteten (Mogensen et al. 1997).

Da slåningsbrak både kan udgøre et vigtigt og relativt beskyttet levested i agerlandet og også være en vigtig overvintringshabitat for f.eks. edderkopper, biller og andre insekter, er der risiko for, at arealet ved

tilbagelægning til produktionsmark kan virke som en økologisk fælde, som dokumenteret af Ganser et al. (2019). De fandt en markant reduktion blandt leddyr, der lever i og på jordoverfalden, på i gennemsnit 59 %, med mest størst reduktion blandt biller (67 %) og edderkopper (69 %).

Tabel 3.3. Forventede effekter af virkemidlet "Slåningsbrak" på biodiversiteten. Spændet i værdier for de enkelt organismegrupper afspejler, at der er betydelig forskel mellem effekten af virkemidlet, hvis det implementeres efter gældende praksis og hvis nedenfor anbefalede praksis i forhold til biodiversitet anvendes. *) jf. afsnit 2.1.2.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier (føde og levesteder)	Insekter og leddyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr
0-3	0-3	0-2*	-2 til 2	1-2	1-2

Boks 2. Anbefalet implementering af slåningsbrak som biodiversitetsvirkemiddel.

I forhold til opnåelse af betydelig effekt på biodiversitet er det primært varigheden af virkemidlet samt hyppighed af og tidspunkt for slåning, der er af betydning. Jo længere tid brakmarken ligger, og jo mindre den slås, desto bedre set fra et biodiversitetsperspektiv.

Det anbefales derfor, at slåningsbrak som minimum er 5 årig og maksimalt slås én gang årligt, gerne mindre.

Anbefalingen er desuden, at perioden med forbud mod slåning bliver længere end de nuværende 3 måneder, 1. maj - 31. juli, således at slåning ikke er tilladt i perioden 1. april - 1. oktober. Vi anbefaler desuden, at slåning i vintermånederne, gerne sen-vinter (februar-marts), overvejes, hvor det er muligt.

I forhold til etablering af slåningsbrak vil etablering i stubmark uden udsåning af kulturgræs være bedst for biodiversiteten.

Opdeling af brakmarken i to eller flere delmarker vil reducere de negative effekter ved slåning og tilbagelægning, idet der hele tiden vil være uforstyrrede områder i marken.

Slåningsbrak kan med fordel kombineres med en række andre virkemidler, der placeres i tilknytning til slåningsbrak. F.eks. kan barjordsstriber, haregrønninger, striber udsået med vildtblandinger, assisteret spredning af vilde frø være virkemidler, der med fordel kan tilknyttes arealer med slåningsbrak.

Driftsøkonomisk effekt

Slåningsbrak lægger beslag på produktiv jord og der skal derfor regnes med en alternativomkostning ved udlægning af jorden (1) (se Tabel 3.4). Herudover medfører dette virkemiddel også et tab af harmoniareal (2).

Anlægsomkostning ved slåningsbrak vurderes, at udgøre mellem 0 og 1.000 kr./ha afhængig af om brakken anlægges med naturlig såning eller ved udlæg af kulturgræs. De 1.000 kr./ha ved anlæg af brakken med udlæg af kulturgræs beregnet på baggrund af en maskin- og arbejdsomkostningen til såning på 400 kr. pr. ha (SEGES, 2020) og en omkostning på 600 kr. pr. ha til udsæd (3). Derfor vil anlægsomkostningen ligge året før virkemidlet realiseres (år 0 i Tabel 3.4).

Landmanden kan have incitament til at anlægge brakmarken med udlæg af kulturgræs eller såning af kulturgræs efter høst i året forud for første år som brakmark, på trods af, at det medfører en umiddelbar

omkostning, fordi der ved naturlig slåning er risiko for at brakmarken ikke opfylder kravene til plantedække og landmanden dermed risikerer ikke at opfylde krydsoverensstemmelseskravene. Dette er et eksempel på at hensynet til risikoen for ikke at opfylde kravet om plantedække, medfører lavere biodiversitet (på relativt nye brakmarker) og forøgede omkostninger for landmanden.

Herudover skal der regnes med omkostninger forbundet med brakpudsning af arealet. Ved slåningsbrak med årlig landbrugsaktivitet afpudses arealet én gang om året og ved reduceret landbrugsaktivitet afpudses arealet kun hvert andet år. Det år hvor brakmarken omlægges til omdrift med vintersæd tæller omlægningen som landbrugsaktivitet og der indregnes derfor ikke en omkostning til afpudsning det sidste år af brakmarkernes levetid. Brakpudsning koster ca. 300 kr./ha på brakarealer, som typisk er mindre end øvrige landbrugsarealer (Pedersen 2020) (4). Ved store braklagte arealer vil omkostningerne til slåning/afpudsning formenligt være lavere. Tabel 3.4 tager udgangspunkt i omkostningerne ved braklægning, hvor der er en anlægsomkostning på 1.000 kr./ha for brakmarken. Omkostningerne i tilfælde af ingen anlægsomkostninger diskuteres nedenfor.

Tabel 3.4. Driftsøkonomiske omkostninger forbundet med slåningsbrak med årlig aktivitet og reduceret aktivitet. Kr./ha/år.

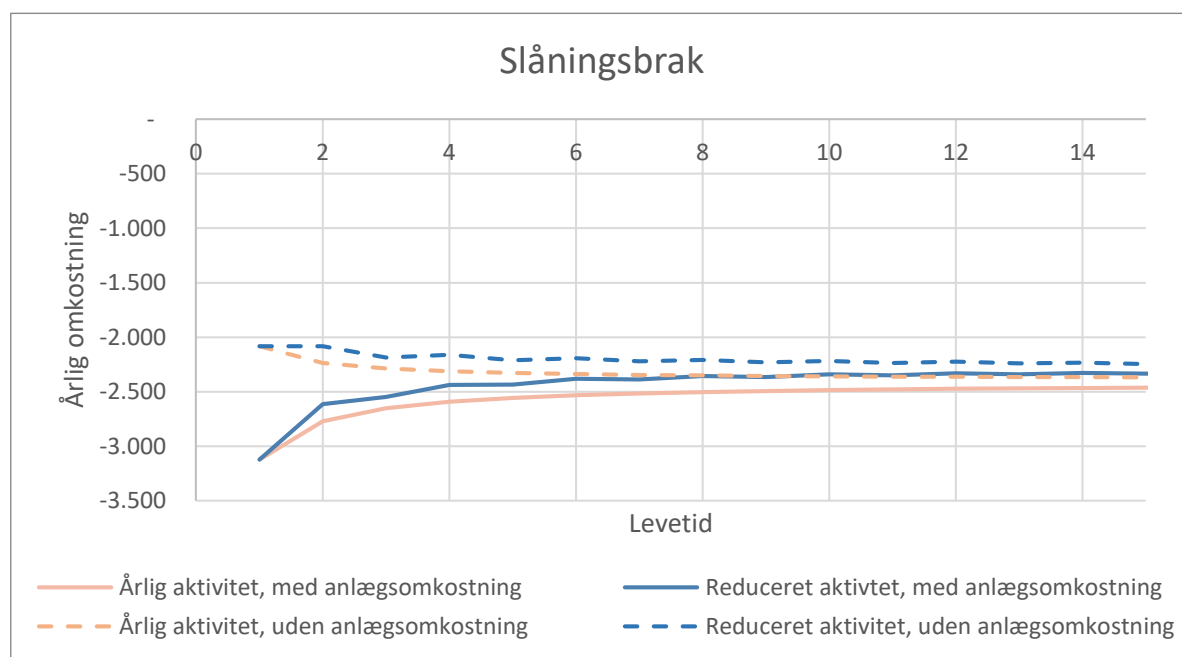
År	Jordrente (1)	Harmoni- areal (2)	Anlæg af brak- mark (3)	Slåning/ brakpudsning (4)	Årlige omkostninger (5)
0			-1.000		
1	-1.900	-200		-300	-3.100
2	-1.900	-200		-300	-2.800
...					
5	-1.900	-200		-300	-2.600
...					
10	-1.900	-200		-300	-2.500
...					
År	Jordrente (1)	Harmoni- areal (2)	Anlæg af brak- mark (3)	Slåning/ brakpudsning (4)	Årlige omkostninger (5)
0			-1.000		
1	-1.900	-200			-3.100
2	-1.900	-200		-300	-2.600
...					
5	-1.900	-200			-2.400
...					
10	-1.900	-200		-300	-2.300
...					

Note: år 0 viser, at anlægget af virkemidlet sker som udlæg i afgrøden året før.

Ved virkemidler hvor omkostningerne ikke er ens i alle år anvendes annuiteringsprincippet, hvilket betyder, at der skal fastsættes en varighed på virkemidlet og eftersom der ikke er nogen begrænsning på

varigheden for braklægning vil den kunne antage alle år (braklagte arealer kan dog få status af permanent græs efter 5 år). For slåningsbrak med årlig aktivitet gælder en årlig omkostning på 2.769, 2.556 og 2.485 kr./ha. for en varighed for virkemidlet på 2, 5 og 10 år (5). For slåningsbrak med reduceret aktivitet gælder en årlig omkostning på 2.613, 2.435 og 2.341 kr./ha. for en varighed for virkemidlet på 2, 5 og 10 år (5). Hermed vises det, at den årlige omkostning for brakmarker med anlægsomkostninger vil være faldende med varigheden som vist på Figur 3.3. En 50 årig slåningsbrakmark vil således have en årlig omkostning på hhv. 2.429 og 2.342 kr./ha for henholdsvis slåningsbrak med årlig og reduceret aktivitet.

Hvis brakmarken kan anlægges uden omkostninger (naturlig såning eller fortsættelse af en græsmark som brakmark) og der ikke er nogen omkostninger det sidste år af brakmarkens levetid, bliver de årlige omkostninger ved brakmarken svagt stigende ved højere levetid. Dette er fordi der ved brakmarker med kort levetid, (1 år ved årlig aktivitetskrav og to år ved aktivitetskrav hvert andet år) ikke vil være nogen omkostninger til afpudsning i løbet af brakmarkens levetid. Dette er baseret på en antagelse om at landmanden kan anlægge en vintersædsmark efter en brakmark uden yderligere omkostninger end ved en omdriftsmark. Hvis plantedækket på brakmarken er meget kraftigt kan dette formenligt være vanskeligt i praksis og landbrugeren vil i sådanne tilfælde alligevel afpudse marken inden pløjning eller nedvisne marken i god tid inden pløjning. I Eriksen et al. (2020) findes omkostningerne til kortvarig brak til mellem 1.443 og 3.277 kr./ha varierende over jordbundstype. Denne variation er ikke afspejlet her, mens niveauet er sammenligneligt.



Figur 3.3. Årlige omkostninger i kr./ha som funktion af levetiden af virkemidlet slåningsbrak.

Som ved andre virkemidler vil der være en stor variation i de arealmæssige alternativomkostninger såvel på tværs af arealerne inden for den enkelte bedrift og på tværs af bedrifterne. I det omfang brakarealer placeres på marginale arealer / arealer med relativt lave alternativomkostninger vil omkostningerne til virkemidlet kunne være betydeligt lavere.

Braklægning skønnes at blive en væsentlig del af opfyldelsen af de kommende GLM9 krav om ikke-produktive elementer i EU's nye landbrugsreform CAP2020 (se afsnit 1.1). Dette krav og evt. eco-schemes med top-op for ekstra ikke-produktive elementer ud over minimumskravet, kan medføre at der blive interesse i at organisere såkaldt fjernbrak, hvor landbrugere med arealer med høje alternativomkostninger forpagter arealer i (fjerne) dele af landet, hvor der er lave alternativomkostninger ved braklægning. På basis af Martinsen et. al. (2020) vurderes det, at ca. 10 pct. af omdriftsarealet i Danmark har en dyrkningsmæssig alternativomkostning på niveauer omkring 44 kr./ha, her til kommer en evt. alternativomkostning på tabt harmoniareal. Der er ikke muligt at identificere disse arealer med lave alternativomkostninger fra centralt hold, på grund af asymmetrisk information. Men det er sandsynligt at markedet over tid vil identificere disse arealer via fjernbrak, hvor landmænd med høje alternativomkostninger vil forpagte arealer med lave alternativomkostninger, til økonomisk gavn for både forpagter og bortforpagter. Denne proces kan have positiv effekt på biodiversiteten, idet det kan bidrage til større sammenhængende arealer med en mere naturnær drift (brak) og fordi biodiversiteten ved brak på næringsfattige arealer kan være højere end ved brak på næringsrige arealer (som nævnt ovenfor).

Det er altså sandsynligt at der ved et krav om og evt. tilskud til brak og andre ikke produktive virkemidler i de kommende eco-schemes, via markedsbaserede fjernbraksløsninger både vil kunne forhøje den biodiversitetsmæssige værdi af brak og medføre lavere erhvervsøkonomiske omkostninger ved brak, gennem markeds drevet forbedret allokering af virkemidlerne.

Den årlige driftsøkonomiske omkostning for 10 årige slåningsbrak med anlægsomkostninger og årlig aktivitet er beregnet til 2.485 kr./ha/år. Den tilsvarende velfærdsøkonomiske omkostning beregnes ved at gange den driftsøkonomiske omkostning med nettoafgiftsfaktoren på 1,28, hvorved den velfærdsøkonomiske omkostning bliver 3.181 kr./ha/år. Den årlige driftsøkonomiske omkostning for 10 årige slåningsbrak med anlægsomkostninger men med reduceret aktivitet er beregnet til 2.341 kr./ha/år. Den tilsvarende velfærdsøkonomiske omkostning beregnes ved at gange den driftsøkonomiske omkostning med nettoafgiftsfaktoren på 1,28, hvorved den velfærdsøkonomiske omkostning bliver 2.996 kr./ha/år.

3.3 Blomsterbrak

Nuværende regler og praksis

Blomsterbrak tilsås med en blanding af nektar- og frøproducerende planter, som kan fungere som fødegrundlag for bestøvende insekter, fugle og små pattedyr (LBST, 2020). Som de øvrige brakarealer må blomsterbrak ikke anvendes til produktion, og der må således ikke tilføres jordforbedrings- eller plantebeskyttelsesmidler.

Placering og omfang: Braklægning kan være af enten hele markfladen eller af dele af marken. Hvis kun en del af marken braklægges, kan det gøres som MFO-brak inden for den gældende lovgivning (ned til 0,01 ha) (LBST, 2020a, 2020b).

Varighed: Et areal meldt som blomsterbrak kan tidligst omlægges til vintersædafgrøder i samme år med mulighed for nedvisning af plantedække fra 1. juli og jordbearbejdning fra 1. august (LBST, 2020b). Der er i grundbetalingsordningen ingen øvre grænse for, hvor længe det samme areal må henligge i brak, men det toårige aktivitetskrav fordrer en omlægning minimum hvert andet år (Pedersen og Møllerup 2019).

Anlæg og/eller ændringer, som tiltaget indebærer: Ifølge de nuværende regler skal blomsterbrak etableres senest den 30. april. Frøblandingens skal resultere i mindst 2 frø- og nektarproducerende plantearter pr. m², som skal være jævnt fordelt og udgøre mindst 50 % af plantedækket, og der er et toårigt aktivitetskrav, dvs. at der mindst skal jordbearbejdes og udsås hvert andet år. Blomsterbrak er undtaget fra kravet om slåning i etableringsåret, og som de andre brakformer, må der ikke slås i perioden 1. maj til 31. juli. Der skal opretholdes et minimum på to frø- og nektarproducerende arter pr. m² gennem hele perioden (LBST, 2020a).

Effekter på natur og biodiversitet

Ligesom slåningsbrak (afsnit 3.2) vil biodiversitetseffekten af blomsterbrak afhænge af jordbund og dyrkningshistorie samt af, hvordan virkemidlet praktiseres. På grund af kravene til udsåning af plantearter, der både giver nektar og frø, forventes blomsterbrak umiddelbart at have en større gavnlig effekt for bestøvere, fugle og småpattedyr end slåningsbrak, især hvis denne etableres ved udsåning af kulturgræsser. Forekomsten af vilde plantearter vil øges, hvis der sås tyndt, da der så bliver plads til arterne fra jordens frøpulje. Ved såning direkte i stubmark i stedet for efter pløjning bibeholdes frøpuljens frø i jordoverfladen, og desuden er stubmarken en vigtig fødekilde for agerlandets fugle (Tschamtko et al. 2011, Vickery et al. 2014). Frøpuljen er i mange tilfælde ret artsfattig. Derfor vil assisteret spredning (afsnit 3.17) være en god mulighed for at tilføre flere, lokalt forekommende arter. Da forskellige plantearter har forskellige egenskaber og desuden har forskellig blomstringstid, opnås den største naturværdi ved at udså en blanding med mange blomsterarter. Særligt vigtigt er det at opnå en kontinuerlig blomstring og en lang periode med frøtilgængelighed, således at fødebehovet for insekter og vildt dækkes gennem en længere periode. Til det formål vil en liste med velegnede arter, deres blomstringstid og deres krav til jordbunden være en hjælp.

En stor positiv effekt på biodiversiteten forudsætter dog, at blomsterbrakken får lov at blomstre og sætte frø, hvilket ikke er givet under de nuværende regler for såning, slåning og omlægning. Desuden forventes brak med få arter af blomstrende planter kun at tiltrække få almindelige arter af bestøvende insekter (Wood et al. 2017, Burkle et al. 2020). Ny engelsk forskning viser, at de største positive effekter på vilde bier opnås ved at anvende betydeligt flere, helst hjemmehørende arter (Nichols et al. 2019). Også for pattedyr og fuglevildt vil en øget artsdiversitet og funktionel diversitet af planter og den deraf følgende øgede insektdiversitet være en fordel. For fugle og pattedyr er det endvidere vigtigt, at slåning og jordbearbejdning sker uden for ynglesæsonen (Poulsen and Sotherton 1992, Wilson and Fuller 1992, Poulsen 1993, Wilson & Browne 1993, Elmeros et al. 2014).

For insekternes vedkommende, specielt visse arter af sommerfugle, er det vigtigt at sikre sig, at de valgte plantearter ikke resulterer i, at brakarealet kommer til at fungere som en økologisk fælde ved at tiltrække insekter, som lever på planterne, men som ikke når at fuldføre deres livscyklus, inden marken slås, eller der udføres jordbearbejdning (Ganser et al. 2019, Bruus et al. 2016). Dette gælder i særlig grad, hvis der pløjes og sås vinterafgrøder samme år som blomsterbrakken er etableret, da der så må pløjes allerede fra 1. august. Lignende overvejelser gælder timing af eventuel slåning. En del af problemet kan afhjælpes ved at friholde en del af arealet fra ompløjning eller slåning et givent år.

Som også påpeget i Strandberg og Ejrnæs (2015) samt Wind og Berthelsen (2013) er det svært, for ikke at sige umuligt, at helgardere sig mod økologiske fælder ved valg af arter til blomster-blandinger, det være sig til vildtstriber, blomsterstriber, nektarstriber eller blomsterbrak. Vælger man eksotiske plantearter, risikerer man at introducere arter, hvis spredningspotentiale og konkurrenceevne ikke er kendt. Vælger man i stedet hjemmehørende arter, kan man risikere at udtømme det omgivende landskab for truede insektarter, hvis man vælger en planteart, hvortil disse er knyttet, idet såvel slåning som (især) pløjning kan være fatal. Det skal bemærkes, at man for at undgå, at blomsterbrak kommer til at fungere som økologiske fælder for truede insektarter, inden udsåning bør undersøge, om der er insektarter knyttet til de enkelte arter. Dette bør der selvsagt også tages hensyn til ved opstilling af en liste med brugbare plantearter. Omfanget af denne fælde-effekt kan være betydeligt (Ganser et al. 2019) og variere i forskellige landskaber og under forskellige betingelser.

Idet jordbearbejdning generelt har en negativ effekt på jordfaunaen og de overfladeaktive leddyr (Briónes and Schmidt 2017, Holland and Reynolds 2003, Thorbek and Bilde 2004), forventes en positiv effekt på disse grupper, hvis jordbearbejdning ikke sker hvert år, og særligt hvis ikke hele arealet omlægges samtidig.

Tabel 3.5. Forventede effekter af virkemidlet "Blomsterbrak" på biodiversiteten. Spændet i værdier for de enkelt organismegrupper afspejler, at der er betydelig forskel mellem effekten af virkemidlet, hvis det implementeres efter gældende praksis, og hvis nedenfor anbefalede praksis i forhold til biodiversitet anvendes. Vurderingen er foretaget under forudsætning af, at planterne får lov at sætte frø, dvs. at blomsterbrakken får lov at ligge i mindst to sæsoner. *) jf. afsnit 2.1.2.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier (føde og levesteder)	Insekter og leddyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr
0-2	0-2	0-2*	-1 til 2	1-2	1-2

Boks 3. Anbefalet implementering af virkemidlet "blomsterbrak" mht. biodiversitet.

Da flere blomstrende plantearter vil gavne bestøverne, foreslås et krav om 10-15 blomstrende plantearter, som ikke nødvendigvis alle sås, men gerne må inkludere fremspiring fra jordens frøpulje (faciliteret ved tynd såning eller såning i stubmark) eller frø bragt ind ved assisteret spredning. Der bør laves en liste over egnede arter, herunder kriterier for sammensætningen, så der er planter fra flere familier og blomster tilgængelige over hele bestøversæsonen og i flere sæsoner. En sådan liste kan med fordel inkludere information om krav til jordbunden og eventuelle insekter knyttet til de enkelte plantearter (for at undgå økologiske fælder).

Ligeledes bør brakarealet opdeles i minimum 2 dele, som startes og behandles forskudt, promoveres og gerne gøres til et krav, hvis blomsterbrak praktiseres som toårig.

Reglerne for slåning bør ændres, så slåning undgås i perioden 1. marts-1. oktober af hensyn til ynglende fugle og småpattedyr samt markens insekter. Jordbearbejdning bør primært foregå før 1. marts og efter 1. oktober.

Muligheden for anlæg og ompløjning samme år bør fjernes. Der kan med fordel åbnes for muligheden for sjældnere omlægning under forudsætning af tilstrækkelig andel blomstrende og frøsejende arter på arealet.

Virkemidlet kan med fordel anlægges i kombination med bar, tør og varm jord (se afsnit 3.9).

Driftsøkonomiske effekter

Blomsterbrak på dyrkningsfladen medfører et tab af alternative arealanvendelser (1) og evt. harmoniareal til udspreddning af husdyrgødning (2) (se Tabel 2.3). I tillæg hertil forudsættes arealet med blomsterbrak pløjet (3), jordbearbejdet og tilsået (4), selvom nogle måske vælger en billigere jordbearbejdning end pløjning. Udsæden vurderes at koste 627 kr./ha (5).

Tabel 3.6. Driftsøkonomiske omkostninger forbundet med enårig og flerårig blomsterbrak i kr./ha.

Årlige omkostninger ved blomsterbrak afhængig af levetid						
År	Jordrente (1)	Harmoniareal (2)	Pløjning (3)	Jordbearbejdning og såning (4)	Udsæd (5)	Årlig omkostning (6)
1	-1.900	-200	-700	-500	-600	-3.900
2	-1.900	-200				-3.000
3	-1.900	-200				-2.700
4	-1.900	-200				-2.600

Ved enårig blomsterbrak er den årlige omkostning til virkemidlet 3.930 kr./ha (6). For flerårig (2-4 år) blomsterbrak vil pløjning, jordbearbejdning og såning stadig kun skulle foretages i år 1 (eller som reglerne er nu med et 2-årigt aktivitetskrav), og den årlige omkostning for år 2, 3 og 4 er derfor mindre end for år 1, idet anlægsomkostningen fordeles over flere år. Ved anvendelse af annuitetsprincippet fås en årlig omkostning for flerårigt blomsterbrak på -3.025 kr./ha/år, -2.723 kr./ha/år og 2.572 kr./ha/år for henholdsvis år 2, 3 og 4 (6). Hvis der kan sås tyndt direkte i en stubmark, som anbefalet overfor vil omkostningerne kunne være lavere, mens landbrugeren muligvis vil have forøget risiko for ikke at opfylde kriterierne omkring arter og tæthed.

Den årlige driftsøkonomiske omkostning for 2 årige blomsterbrakmarker er beregnet til 3.025 kr./ha/år blomsterbrak. Den tilsvarende velfærdsøkonomiske omkostning beregnes ved at gange den driftsøkonomiske omkostning med nettoafgiftsfaktoren på 1,28, hvorved den velfærdsøkonomiske omkostning bliver 3.872 kr./ha/år blomsterbrak.

3.4 Bestøverbrak

Bestøverbrak adskiller sig fra blomsterbrak ved i højere grad at fokusere på de bestøvende insekter.

Nuværende regler og praksis

Bestøverbrak besås med en blanding af nektar- og pollenproducerende planter, som kan fungere som fødegrundlag for bestøvende insekter (Landbrugsstyrelsen 2020a).

Placering og omfang: Braklægning kan være af enten hele markfladen eller af dele af marken. Hvis kun en del af marken braklægges, kan det gøres som MFO-brak inden for den gældende lovgivning (ned til 0,01 ha) (LBST 2020ab, 2020c).

Varighed: Et areal meldt som bestøverbrak kan tidligst omlægges til vintersædsafgrøder i samme år med mulighed for nedvisning af plantedække fra 1. juli og jordbearbejdning fra 1. august (LBST 2020b). Der er i grundbetalingsordningen ingen øvre grænse for, hvor længe det samme areal må henligge i brak, men det toårige aktivitetskrav fordrer en omlægning minimum hvert andet år (Pedersen og Møllerup 2019).

Anlæg og/eller ændringer, som tiltaget indebærer: Bestøverbrak etableres senest den 30. april, frøblanding skal indeholde mindst tre arter af pollen og nektarproducerende planter, og der er et toårigt aktivitetskrav, dvs. at der mindst skal jordbearbejdes og udsås hvert andet år. Bestøverbrak er undtaget fra kravet om slåning i etableringsåret, og som de andre brakformer må der ikke slås i perioden 1. maj til 31. juli. Der skal være minimum tre udvalgte arter pr. m², hvoraf mindst 2 af arterne er forskellige fra kløverarterne (de udvalgte arter er anført i Bilag 1 i Bekendtgørelse nr. 1807) (LBST 2020b, Pedersen og Møllerup 2018).

Effekter på natur og biodiversitet

Bestøverbrak adskiller sig fra blomsterbrak ved i højere grad at fokusere på de bestøvende insekter. En godt sammensat frøblanding, som sikrer pollen- og nektar over hele bestøversæsonen, øger den positive effekt på bestøverfaunaen, under forudsætning af at bestøverbrakken får lov at blomstre i to sæsoner.

Hvis de udsåede arter ikke producerer frø, der kan tjene som føde for agerlandets fugle og småpattedyr, vil den gavnlige effekt på denne del af biodiversiteten potentielt være begrænset. Som for de øvrige braktyper gælder, at økologiske fælder skal undgås ved valg af plantearter samt timing af slåning og jordbearbejdning og at den biodiversitetsmæssige gevinst afhænger af varigheden.

Alt andet lige vil en øget diversitet af fødeplanter understøtte en mere alsidig bestøverfauna. Dette er f.eks. set i Wood et al. (2017) og i projektet EcoServe (Strandberg et al. 2013a), som bl.a. gik ud på at

anvende mange-arts-blandinger i græsmarker til høproduktion i landbruget og undersøge mulighederne for at øge nytteværdien i form af forbedrede vilkår for bestøvende insekter. Sammenhængen mellem antal plantearter, der er fødeplanter for insekterne, og antal blomsterbesøgende insekter taler også for, at man bør vælge en artsrig blanding af blomstrende plantearter. For at få mest mulig ud af blandingen bør den desuden bestå af arter, som understøtter forskellige typer af bestøvere, dvs. vilde bier, sommerfugle og svirreflugter. Bestøverbrak kan desuden udgøre en vigtig fødekilde for honningbier.

En ny britisk undersøgelse af forskellige plantearters værdi som fødekilde for forskellige arter af bier tyder på, at listen over anbefalede arter bør revideres (Nichols et al. 2019). Der skal dog formentlig stadig tages hensyn til den kommercielle tilgængelighed af frø.

Ligesom for blomsterbrak forventes en lille positiv effekt på jordfaunaen, hvis jordbearbejdning ikke sker hvert år. Forekomsten af vilde planter vil øges lidt, hvis der sås tyndt, og der kan tilføres flere arter ved assisteret spredning (afsnit 3.17).

Tabel 3.7. Forventede effekter af virkemidlet "Bestøverbrak" på biodiversiteten, under forudsætning af at den får lov at blomstre, dvs. ligger i to år. Valget af plantearter samt timingen og frekvensen af jordbearbejdning og slåning er afgørende for effekten og spændet i værdier for de enkelt organismegrupper afspejler, at der er betydelig forskel mellem effekten af virkemidlet, hvis det implementeres efter gældende praksis, og hvis nedenfor anbefalede praksis i forhold til biodiversitet anvendes. *) jf. afsnit 2.1.2.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier (føde og levesteder)	Insekter og led-dyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr
0-2	0-2	0-2*	-1 til 2	0-2	0-1

Boks 4. Anbefalet implementering af virkemidlet "bestøverbrak" mht. biodiversitet

Da flere blomstrende plantearter vil gavne bestøverne, foreslås et krav om 10-15 blomstrende plantearter, som ikke nødvendigvis alle sås, men gerne må inkludere fremspiring fra jordens frøpulje eller frø bragt ind ved assisteret spredning.

Blandingen sammensættes, så der er planter fra flere familier og blomster over hele bestøversæsonen.

Listen over brugbare arter bør revideres og tilføjes information om jordbund og øvrige tilknyttede insekter (for at undgå økologiske fælder).

Ligeledes bør opdelingen af brakarealet i min. 2 dele, som startes og behandles forskudt, promoveres, gerne som et krav hvis der er tale om toårig bestøverbrak.

Reglerne for slåning bør ændres, så slåning er forbudt i perioden 1. marts-1. oktober af hensyn til ynglende fugle og småpattedyr samt markens insekter.

Jordbearbejdning bør primært foregå før 1. marts og efter 1. oktober.

Muligheden for anlæg og ompløjning samme år bør fjernes. Der kan med fordel åbnes for muligheden for sjældnere omlægning under forudsætning af tilstrækkelig andel blomstrende og frøsejende arter.

Virkemidlet kan med fordel anlægges i kombination med bar, tør og varm jord (se afsnit 3.9).

Driftsøkonomisk effekt

De driftsøkonomiske effekter er enslydende for bestøver- og blomsterbrak, og der henvises derfor til afsnit 3.3).

3.5 Vibelavninger

Vibelavninger findes naturligt på græssede enge og strandenge. I agerlandet kan en vibelavning dannes i en fugtig eller våd lavning på marken. Vibelavninger opstår således af sig selv, når vinter og forår er vådt, og det er derfor væsentligt, at sådanne lavninger ikke drænes. Vegetationen i lavningen er sparsom og spredt i forår og forsommer pga. vanddækningen, og det er afgørende for den gavnlige effekt på viber og andre vadefugle, at området ikke eftersås, så snart vandet er væk, og jorden er tjenlig. Desuden er det væsentligt for den gavnlige effekt, at området holdes fri for landbrugsmæssig aktivitet gennem hele forsommeren (DOF 2015).

Nuværende regler og praksis

Placering: Der er ingen gældende anbefalinger vedr. placering.

Omfang: Der er ingen gældende anbefalinger vedr. størrelse og antal.

Varighed: Der er ingen gældende anbefalinger vedr. varighed.

Anlæg og/eller ændringer, som tiltaget indebærer: Der er ingen gældende anbefalinger vedr. anlæg mm.

Effekter på natur og biodiversitet

Da potentielle vibelavninger dannes naturligt i våde/fugtige lavninger på marken, er det væsentligt at vide, hvilke af sådanne lavninger, der er mest egnede som vibelavninger og derfor bør beskyttes for aktivitet.

Chamberlain et al. (2009) finder de højeste tætheder af viber, hvor områderne ikke ligger i nærheden af skov. Skov, levende hegn og fritstående træer benyttes af rovfugle og kragefugle som udkigsposter, og viber, der er meget følsomme over for tilstedeværelse af rovfugle, vil undgå områder i nærheden af træer. For at reducere prædationen er det derfor væsentligt, at vibelavningen ikke ligger tæt på skov, levende hegn eller fritstående træer, der fungerer som observationspost for rovfugle og kragefugle. Sheldon et al. (2007) fandt, at afstanden til træbevoksede arealer bør være mindst 50 m og gerne mere.

Vibelavninger eller måske mere præcist vibepletter kan også skabes på samme måde som lærkepletter, men der mangler dokumentation for en gavnlig effekt, og Schmidt et al. (2017a) finder, at vibepletter bør placeres i våde eller fugtige partier på marken for at opnå en gavnlig effekt. Det er derfor oplagt at udnytte naturligt forekommende lavninger.

Vibelavninger skal som dokumenteret af Schmidt et al. (2017a) være store og som minimum 2 ha, hvis de skal have en gavnlig effekt på vibebestanden. Tidligere antagelser om, at selv små arealer havde positiv betydning for viber er ikke længere gældende og denne praksis anbefales ikke længere.

Markaktiviteter, herunder jordbehandling, såning og pesticidbehandling, samt prædation er de primære årsager til dårlig ynglesucces hos viber i landbrugsområder, og virkemidler, der medfører reduktion i markaktiviteter og prædation, øger ynglesuccessen (Sheldon et al. 2005, 2007). Vibelavninger bør således lades uforstyrrede i vibernes ynglesæson, dvs. fra tidligt forår (marts) til hen på sommeren. Unger af sene kuld vil først være flyvedygtige hen i august.

Vibelavninger kan, såfremt de lades uforstyrrede i yngleperioden, have en positiv effekt på vibens ynglesucces (Chamberlain et al. 2009, Schmidt et al. 2017a, Sheldon et al. 2007). Viben anlægger reden i en udskrabt fordybning i jorden. For at en vibelavning er egnet som redested, skal området derfor også omfatte tørre partier. Den fugtige, bløde jordbund med sparsom vegetation og let adgang til regnorme er til gengæld optimal som fourageringssted for ungerne (Andersen 2015).

Det er ligeledes væsentligt, at kørespor omkring vibelavningen ikke fører hen til lavningen, men i stedet rundt om denne, idet især ræve benytter kørespor i deres fouragering og optræder hyppigere og dermed øger prædationen i områder med agri-environmental schemes (AES) (Leigh et al. 2017).

Vibelavninger kan også være til gavn for andre fugle som f.eks. sanglærke, gulspurv, gul vipstjert og ringdue (Chamberlain et al. 2009, Schmidt et al. 2017a).

Tabel 3.8. Forventede effekter af virkemidlet "vibelavning" på biodiversiteten. Spændet i værdier for de enkelt organismegrupper afspejler, at der er betydelig forskel mellem effekten af virkemidlet, hvis det implementeres efter gældende praksis og hvis nedenfor anbefalede praksis i forhold til biodiversitet anvendes. ¹ Ved vurderingen er taget hensyn til, hvorvidt virkemidlet leverer alle de nødvendige ressourcer for gennemførslen af hele livscyklus for de vurderede grupper af insekter ² Her angives udelukkende effekten på agerlandsfugle.

Jordbunds-fauna	Vilde plan-ter	Vilde bier (føde og levesteder)	Insekter og led- dyr i øvrigt ¹	Fugle ²	Pattedyr
0-1	0-1	0	1-2	-1 til 3	0

Boks 5. Anbefalet implementering af virkemidlet "vibelavning" mht. biodiversitet

I forhold til opnåelse af betydelig effekt på viber og øvrig biodiversitet er størrelse og placering af vibelavningen samt fravær af markaktiviteter i vibens ynglesæson, dvs. fra tidligt forår (marts) til hen på sommeren (slut august) afgørende.

En vibelavning skal være stor og som minimum 2 ha, hvis den skal have gavnlig effekt på vibebestanden.

Arealer, der i det tidlige forår er vanddækkede, er oplagte områder til vibelavninger, specielt hvor området ligger mindst 50 m og gerne længere fra fritstående træer, levende hegn eller skovbryn, der kan fungere som udkigspost for rov- og kragefugle. Derved reduceres prædationen. Endvidere bør kørespor ikke føre hen til vibelavningen, idet de ofte benyttes af fouragerende rovdyr, især ræve.

Driftsøkonomisk effekt

Vibelavninger optræder på dyrkningsfladen hvor der periodevist er stærkt vandlidende forhold og de bliver derfor naturligt etablerede. De driftsmæssige omkostningerne ved vibelavninger er således den arealmæssige offeromkostning (1.883 kr./ha) og evt. offeromkostningen ved tabt harmoniareal (200 kr./ha) som i alt sættes til 2.083 kr./ha (se afsnit 2.2.3). Da vibelavningerne ofte er naturligt placeret på vandlidende arealer, med en relativ begrænset udbredelse, hvor jorden først er tjenlig til jordbehandling og såning senere end øvrige dele af marken, vil offeromkostningerne i mange tilfælde være lavere, end de her anførte.

Hvis arealerne er permanent vandlidende er de ikke støtteberettigede. Men arealer der er interessante for viber er ofte arealer, der kun midlertidigt er vandlidende i løbet af vinteren og det tidlige forår.

Det kan muligvis få støttemæssige konsekvenser for en landbruger, hvis en større (end 100 m²) plet i marken er gået ud (f.eks. en plet i en vintersædsmark der går ud i løbet af vinteren) og der ikke foretages yderligere aktivitet på arealet før såning af vårsæd året efter. En evt. løsning på dette kunne være at gøre aktivitetskravet på omdriftsarealer til et aktivitetskrav inden for en toårig periode, som det er tilfældet med blomsterbrak og som det måske bliver tilfældet med slåningsbrak.

Kommunikationen omkring reglerne er i øvrigt uklar f.eks. står der i vejledningen omkring lærkepletter (LBST, 2020) at: "Lærkepletter er tørre/bare pletter i en tilsæt/fremspiret mark, hvor der ikke er etableret plantedække" og efter følgende står der at: "De enkelte lærkepletter må maksimalt være 100 m²", det er meget nærlæggende at fortolke disse to tekstbider som følger: De enkelte bare pletter i en tilsæt/fremspiret mark, hvor der ikke er etableret plantedække må maksimalt være 100 m², og det er nærliggende at fortolke dette som en hindring for at opretholde en potentiel vibelavning der er over 100 m².

Reglerne omkring de 100 m² går reelt på et krav om landbrugsaktivitet på delarealer der overstiger 100 m² men kan som vejledningsteksten af formuleret let misforstås til at handle om plantedække, til skade for natur, erhvervs- og samfundsøkonomi. Aktivitetskravet kan dog også i sig selv være en hindring af at naturligt / spontant opståede vibelavninger bevarer en sæson.

Med udgangspunkt i en driftsøkonomisk omkostning vibelavninger beregnet til 2.083 kr./ha, kan den tilsvarende velfærdsøkonomiske omkostning beregnes ved at gange den driftsøkonomiske omkostning med nettoafgiftsfaktoren på 1,28, hvorved den velfærdsøkonomiske omkostning bliver 2.666 kr./ha vibelavning. Det bemærkes at når vibelavningerne er naturligt opståede, og landbrugeren har en omkostning til eftersåning, så vil omkostningerne ved at opretholde vibelavningen være lavere, måske vil det endda være positivt for landbrugeren økonomi, at få lov til at opretholde bare pletter af en vis størrelse, om end pletter på en størrelse af 2 ha måske er oftest vil medføre visse offeromkostninger.

3.6 Lærkepletter

Lærkepletter er tørre/bare pletter i en tilsået/fremspiret mark, hvor der ikke er sået afgrøde, og hvor plantedækket derfor er lavt og meget åbent. Lærkepletter er, såfremt de efter etablering friholdes for markaktivitet, vigtige som redested for agerlandsfugle og tiltrækker desuden varmeelskende insekter som biller og edderkopper, der er vigtige fødeemner for mange agerlandsfugle bl.a. sanglærker.

Nuværende regler og praksis

Placering: Lærkepletter er naturligt tørre pletter i marken, hvor afgrøden står tyndt. Ifølge landbrugsstyrelsen (LBST) (2020a,b) kan landmanden også selv etablere lærkepletter ved at hæve såmaskinen et kort stykke ved tilsåning af marken. Tilsvarende skriver DOF (Danmarks Ornitologiske Forening), at lærkepletter kan etableres ved at hæve såmaskinen et kort stykke ved tilsåningen af marken eller ved under såningen at svinge ud et såbedsbredde over f.eks. 5-10 meters længde (<https://pub.dof.dk/nota-ter/8/download/2015-manual-til-flere-viber-paa-markerne>).

Omfang: Lærkepletter indgår som vildt- og bivenlige tiltag og må i flg. Landbrugsstyrelsen (2020a, d) maksimalt være 100 m².

Varighed: Der er ingen gældende anbefalinger i forhold til varighed.

Anlæg og/eller ændringer, som tiltaget indebærer: Der er kun ovennævnte anbefaling med hensyn til etablering. Vildt- og bivenlige tiltag har ingen gødningsnorm, hvilket betyder, at gødskningen af marken skal reduceres i forhold til arealet af tiltagene.

Effekter på natur og biodiversitet

De væsentligste årsager til tilbagegangen hos sanglærke er hyppig omlægning af græsland, der resulterer i mangel på ekstensivt drevet græsland med en heterogen struktur, den store andel af vinterafgrøder på bekostning af vårafgrøder samt mangel på føde i ynglesæsonen (Newton 2004). Sanglærke og andre agerlandsfugle som bomlærke, gulspurv og agerhøne spiser frø og ukrudt (især kimplanter) gennem hele året, men i forsommer og sommer udgør insekter som biller og edderkopper en vigtig del af føden især for ungerne (Green 1980).

Den gavnlige effekt af lærkepletter varierer med en række forhold som afgrøde, placering på marken, størrelse og udformning samt friholdelse fra markaktivitet på arealet samt fravær af pesticider og gødskning.

Sanglærker har en stærk præference for heterogent græsland, efterfulgt af vårafgrøder, og undgår generelt rapsmarker (Miquet et al. 2013, Newton 2004, Schmidt et al. 2017b). Præferencen for græsmarker stiger hen gennem ynglesæsonen, hvor sanglærker også undgår vintersæd og generelt foretrækker et heterogent landskab, hvor det er muligt at skifte mellem afgrøder (Miquet et al. 2013). Newton (2004) påpeger dog, at et sådan skift i habitatvalg ikke er muligt i alle landbrugslandskaber. Vickery et al. (2004) anbefaler udelukkende lærkepletter som virkemiddel for lærker på permanente græsarealer. I forhold til ynglesucces angives braklægning sammen med økologisk landbrugspraksis og dyrkning af vårafgrøder

som de vigtigste tiltag til forbedring af forholdene for lærker på dyrkningsfladen (Vickery et al. 2004). For vinteroverlevelse er især tilstedeværelsen af stubmarker væsentlig.

Tyske undersøgelser har dokumenteret positiv effekt af lærkepletter på antal territorier pr. 10 ha, hvor der i vinterkorn er anlagt to pletter pr. ha, hver med en størrelse på minimum 20 m² (Schmidt et al. 2017b). Således steg antal territorier fra 3,3 og 1,4 til 5,6 og 3,1 i foråret (april/maj) hhv. midt på sommeren (juni/juli). Undersøgelsen viste desuden, at anlæg af ikke-såede spor, som ikke benyttes til kørsel, især var af betydning midt på sommeren, hvor de yderligere øgede antallet af territorier 2,2 gange mod 1,6 gange i foråret (Schmidt et al. 2017b). Sådanne spor kan dog også tiltrække fouragerende ræve, hvorfor effekten eventuelt begrænses.

Hvis lærkepletter skal medvirke til at begrænse den fortsatte tilbagegang i bestandstætheden af lærker, er det afgørende, at lærkepletterne opretholdes hele sommeren, og at alle markaktiviteter undgås i hele yngleperioden (april-august) (Elmeros et al. 2014). Lærkerne skal nemlig have mindst to og gerne tre kuld unger på vingerne, for at bestanden er stabil. Det er ligeledes væsentligt, at lærkepletter ikke placeres i eller tæt på kørespor, idet især ræve benytter kørespor i deres fouragering og optræder hyppigere og dermed øger prædationen i områder med AES (Leigh et al. 2017). I et review vedr. agerlandsfugle i England konkluderer Newton (2004), at sanglærker responderer positivt på tilstedeværelsen af lærkepletter, men at det ikke er tilstrækkeligt til at vende den generelle tilbagegang.

Lærkepletter kan også gavne andre agerlandsfugle som bomlærke, gulspurv og agerhøne, der fouragerer på samme fødeemner som sanglærke. Lærkepletter angives desuden at være af betydning for viber, såfremt de er placeret tæt på vibelavninger (<https://pub.dof.dk/notater/8/download/2015-manual-til-flere-viber-paa-markerne>).

Lærkepletter kan, såfremt de efter etablering friholdes for markaktivitet, desuden tiltrække varmeelskende insekter som biller og edderkopper, der er vigtige fødeemner for mange agerlandsfugle bl.a. sanglærker (Fisher et al. 2009, Schmidt et al. 2017). Odderskær et al. (1997) angiver, at lærker foretrækker de åbne mikro-habitater frem for den tættere afgrøde, men finder, at det primært skyldes, at bl.a. insekter er mere synlige her fremfor i afgrøden, idet leddyrtætheden er lavere i lærkepletterne end i afgrøden. Da lærkepletter er kortvarige og enårige tiltag vil de ikke udgøre egnede redesteder for vilde bier. Desuden er pletterne beliggende inde på markfladen, som er af marginal betydning som redested for vilde bier (Nichols et al. 2020).

Tilpasset dyrkningspraksis, herunder reduceret jordbearbejdning og tilbagelægning/udlægning af plantemateriale på jordoverfladen, forøger mængden af overfladelevende leddyr som f.eks. biller og edderkopper signifikant, og der ses bl.a. flere fouragerende lærker i sådanne marker (Søby 2020).

Hvis man skal undgå, at lærkepletten har forbindelse til markens kørespor, vil afstanden mellem køresporerne være en begrænsning for lærkeplettens bredde. Afstanden mellem køresporerne varierer fra bedrift til bedrift, men er ofte enten, 12, 15, 16, 24 eller 36 meter.

I praksis vil det ikke være muligt at friholde lærkepletterne 100 pct. fra sprøjtning og kunstgødning på konventionelle bedrifter, med mindre der anlægges en bufferzone (se afsnit 3.10), men bedrifter, der benytter det mest moderne udstyr, kan reducere tilførslen af pesticider og kunstgødning til pletterne.

Tabel 3.9. Forventede effekter af virkemidlet "lærkepletter" på biodiversiteten. Spændet i værdier for de enkelt organismegrupper afspejler, at der er betydelig forskel mellem effekten af virkemidlet, hvis det implementeres efter gældende praksis og hvis nedenfor anbefalede praksis i forhold til biodiversitet anvendes. ¹ Ved vurderingen er taget hensyn til, hvorvidt virkemidlet leverer alle de nødvendige ressourcer for gennemførslen af hele livscyklus for de vurderede grupper af insekter, ² Her angives udelukkende effekten på agerlandsfugle.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier (føde og levesteder)	Insekter og leddyr i øvrige ¹	Fugle ²	Pattedyr
0-1	0-1	0	1-2	-1 til 3	0

Boks 6. Anbefalet implementering af virkemidlet "lærkepletter" mht. biodiversitet

Lærkepletter i kornmarker kan øge antallet af ynglende lærker i agerlandet, om end virkemidlet ikke kan stå alene i forhold til at bremse den generelle tilbagegang for sanglærker og andre agerlandsfugle.

Gavnlig effekt i forhold til antal ynglepar i marken ses i vinterkorn ved to pletter pr. ha, hvor hver plet som minimum er 20 m². Yderligere positiv effekt især hen på sommeren opnås ved at anlægge ikke-såede spor parrallelt med køresporerne, men uden kørselsaktivitet.

Det er afgørende for den gavnlige effekt på sanglærker og øvrig biodiversitet, at pletterne friholdes for markaktivitet i hele sanglærkens yngleperiode, dvs. fra begyndelsen af april til midt-august. Fravær af sprøjtemidler og gødskning øger den gavnlige effekt.

Det er vigtigt, at lærkepletter placeres inde på dyrkningsfladen langt fra levende hegn og større træer, der fungerer som udkigsposter for rov- og kragefugle. Derved reduceres prædationen. Endvidere bør lærkepletter ikke placeres i forlængelse af kørespor, da køresporerne ofte benyttes af fouragerende rovdyr, især ræve. I øvrigt giver lærkepletter placeret på et tørt solbeskinnethed sted den bedste effekt.

Der kan med fordel placeres flere lærkepletter på marken; dog må det samlede areal ifølge vejledningen ikke overstige 10 % af markarealet.

Driftsøkonomisk effekt

Lærkepletter i dyrkningsfladen erstatter potentiel gennemsnitlig landbrugsdrift og skal derfor bære alternativomkostningen for tab af produktion (1) samt evt. et indirekte tab ved et formindsket af harmoniareal (2) (se afsnit 2.2.3). Det giver en årlig omkostning på 2.083 kr./ha.

Der er i forbindelse med landbrugsstøtten en maksimumsstørrelse på bare pletter i marken på 100 m² (LBST, 2020). Med de aktuelle regler kan det derfor få støttemæssige konsekvenser, hvis en landmand

anlægger (undlader at tilså naturligt skabte) lærkepletter over 100 m², mindre lærkepletter har dog også god effekt som angivet ovenfor. Omkostningerne anført her er opgjort uden en beregning af evt. de støttemæssige konsekvenser.

Lærkepletter kan skabes bevidst af landmanden ved et hæve såmaskinen i et areal, men lærkepletter kan også opstå spontant, f.eks. efter angreb af agersnegle eller på pletter hvor afgrøden er gået ud på grund af problemer med dræning mv. I mange tilfælde vil landmænd have omkostninger (negativt DB II) ved at tilså sådanne relativt små bare pletter i marken, for at sikre sig overholdelsen af reglen om at der ikke må være bare pletter på mere end 100 m². Det kan frygtes at aktuelle vejledning (LBST, 2020) kan blive fejlførtolket af landbrugere, reglen om de maksimalt 100 m² går på at der ikke må være arealer over 100 m² hvor der ikke har været landbrugsaktivitet. Men i vejledning står der at lærkepletter ikke må være over 100 m² og det vurderes let at kunne blive fejlførtolket af landbrugerne, sådan at de vælger at tilså spontant opståede lærkepletter der er mere en 100 m² også selv om de har opfyldt kravet om landbrugsaktivitet på arealet. Maksimumskravet på 100 m² ved bare pletter i marken kan således både være en økonomisk belastning for landbrugerne og til skade for lærkerne, hvis der kunne have været flere bare pletter i markerne til gavn for landbrugerens og samfundets økonomi og lærkerne. Ser man bort fra evt. sideeffekter vil det bedste landmanden kan gøre i tilfælde af spontane pletter i marken, i mange tilfælde være ingenting både for egen økonomi og lærkerne.

Med udgangspunkt i en driftsøkonomisk omkostning lærkepletter beregnet til 2.083 kr./ha, kan den tilsvarende velfærdsøkonomiske omkostning beregnes ved at gange den driftsøkonomiske omkostning med nettoafgiftsfaktoren på 1,28, hvorved den velfærdsøkonomiske omkostning bliver 2.666 kr./ha vibelavning. Det bemærkes at når lærkepletterne er naturligt opståede, og landbrugeren har en omkostninger til eftersåning, så vil omkostningerne ved at opretholde lærkepletterne være lavere, måske vil det endda være positivt for landbrugerens økonomi, at få lov til at opretholde bare pletter af en vis størrelse over 100 m².

3.7 Haregrønning og vildtstriber med græs

Vildtstriber er en samlebetegnelse for striber anlagt på eller langs kanten af markfladen, der har til formål at gavne vildtet. Denne sektion dækker tilsåede græsstriber, mens insektvolde, blomsterstriber, og barjordsstriber er dækket i henholdsvis afsnit 3.1, 3.8 og 3.9. Vildtstriber kan fungere som levested for mange insekter og smådyr, der ellers er trængt på markfladen (Bertelsen et al. 2015; LBST 2020).

Desuden beskrives virkemidlet "Haregrønning" her, idet der ikke er gældende regler for haregrønning, men den kan betragtes som en specialudgave af græsstriben, og de biodiversitetsmæssige og økonomiske betragtninger er stort set identiske.

Nuværende regler og praksis

Der er ikke gældende regler for haregrønning, som i princippet kan anlægges hvor som helst på marken. En haregrønning er et areal, hvor vegetationen ved græsning eller slåning ifølge Ejrnæs et al. (u. år) holdes lav og med friske grønne skud gennem hele sommeren, hvilket er tilladt på arealet, der er berettiget til grundbetaling. Som navnet siger, er dette virkemiddel direkte fokuseret på at forbedre forholdene i agerlandet for én art, nemlig hare. Mangel på egnet føde i sommerperioden er en væsentlig årsag til dødelighed blandt harekillinger, men også kørsel med landbrugsmaskiner og prædation er væsentlige faktorer (Jægerforbundet 2020). Harekillinger lever af friske grønne skud af græs og urter.

For vildstribes med græs gælder følgende:

Placering: Vildt- og bivenlige tiltag må som udgangspunkt kun bruges på arealer i omdrift, men kortslåede græsstriber kan dog betragtes som en alm. landbrugspraksis og er derfor tilladt på arealer med permanente afgrøder og permanent græs. Vildstribes placeres langs pløjeretningen inde på eller langs kanten af marken. De kan med fordel etableres langs andre lineære småbiotoper, som f.eks. insektvolde eller levende hegn (LBST 2020d). Danmarks Jægerforbund anbefaler at vildstribes placeres solrigt (Søndergaard et al., 2019, Danmarks Jægerforbund 2020b).

Omfang: Vildstribes må ifølge gældende lovgivning maksimalt være 10 m brede og optage op til 10 % af markfladen. Hvis en vildstribes placeres langs andre vildt og bi-venlige tiltag (barjordsstriber, insektvolde) må den samlede bredde ikke overgå 10 m eller 10 % af markfladen (LBST, 2020a).

Varighed: Ifølge Bertelsen et al. (2015) kan vildstribes med græs ligge i flere år. Vildstribes må ifølge gældende lovgivning ikke få permanent karakter, men der er ikke krav om omlægning (LBST, 2020c, 2020d).

Anlæg og/eller ændringer, som tiltaget indebærer: Ved anlæg af flere vildt- og bivenlige tiltag skal der være en afstand på mindst 10 meter mellem hvert tiltag. De skal holdes i landbrugsmæssig stand egnet til afgræsning eller dyrkning, dvs. holdes fri for opvækst af træer og buske. Vildt- og bivenlige tiltag har ingen gødningsnorm, hvilket betyder, at gødskningen af marken skal reduceres i forhold til arealet af tiltagene. Såning af græsset kan med fordel ske i starten af maj. Græsstriber bør holdes kortslåede (slåning hver 3.-4. uge i vækstsæsonen) (Bertelsen et al. 2015).

Effekter på natur og biodiversitet

På grund af den ekstra strukturelle diversitet vil græsstriber og haregrønninger generelt være gavnlige for insekterne. Desuden kan specialdesignede vildstribes gavne skadedyrs naturlige fjender og dermed nedsætte behovet for insekticider (f.eks. van Rijn et al. 2008, Tschumi et al. 2014). For jordfaunaen vil græsstriber/haregrønning være gavnlige pga. fraværet af jordbearbejdning og tilgængeligheden af organisk materiale, specielt hvis virkemidlet får lov at ligge en årrække. Den øgede mængde af insekter vil være til gavn for agerlandets småpattedyr og fugle, især agerlandsarter, som gulspurv, lærke og bomlærke.

I græsstriber/haregrønning vil plantedækket være domineret af de forekommende arter fra frøpuljen, af spildfrø fra de dyrkede arealer eller den artssammensætning, den valgte græsblanding til etablering af

græsstriben har. En nyetableret græsstribe/haregrønning bliver derved artsrig, men vil efter gentagne slåninger være domineret af få flerårige, vindbestøvede, ofte tuedannende græsser, mens antallet af insektbestøvede planter er lavt (Wind og Berthelsen 2013), og dermed vil den næppe gavne de vilde bier og andre bestøvere. Den lave græsvegetation vil gøre det lettere for vildtet at færdes og desuden give redemuligheder for nogle fuglearter.

Arealet med ekstensivt drevet græsland/eng er væsentligt for tætheden af harer, ligesom tilstedeværelsen af hegn også har positiv betydning (Zellweger-Fischer et al. 2014). Meichtry-Stier et al. (2014) angiver, at mindst 9 % af landbrugsarealet skal udgøres af høj kvalitets habitater, for at der ses en signifikant effekt på tætheden af harer. Der er dog ikke tvivl om, at mindre arealer med egnet føde tiltrækker harer, som det ses på fotos i bl.a. Ejrnæs et al. (u. år), men for at have en gavnlig effekt på tætheden af harer kræves relativt store arealer. Arealet kan i princippet placeres hvor som helst, men for at opnå en gavnlig effekt er det væsentligt, at haregrønningen placeres tæt på de uforstyrrede områder, hvor harekillingerne sættes.

Som beskrevet har græs, der holdes kort og grønt en stor fødeværdi for harer, og det gælder også andre af agerlandets småpattedyr. Slåning har imidlertid også store negative konsekvenser, hvis der er harekillinger og fugleunger på arealet, ligesom slåning fører til en mere artsfattig flora med kun få blomster (Strandberg et al. 2013b). Desuden har både fugle og pattedyr brug for skjul i nærheden af deres fødekilder. Dette kan opnås ved kun at slå en del af græsstriben/haregrønningen, f.eks. en bane på langs af arealet, eller, hvis slåning af hele arealet er nødvendigt, at begrænset slåningen til perioden uden for ynglesæsonen, dvs. før 1. april og efter 1. oktober.

Da vildt- og bivenlige tiltag ingen gødningsnorm har, er det forventeligt, at landmanden i langt de fleste tilfælde vælger ikke at gøde dem. Dette vil dog ikke have væsentlig effekt på biodiversiteten pga. den høje næringsstofindhold i landbrugsjord. Der er ikke nogen specifik retningslinje mht. pesticidanvendelse i faktaarket (LBST 2020a), men en udeladelse af sprøjtning af arealet med tiltaget vil være til gavn for biodiversiteten.

Tabel 3.10. Forventede effekter af virkemidlet "Græsstriber/haregrønning" på agerlandets diversitet sammenlignet med mark i omdrift. Spændet i værdier for de enkelt organismegrupper afspejler, at der er betydelig forskel mellem effekten af virkemidlet, hvis det implementeres efter gældende praksis, og hvis nedenfor anbefalede praksis i forhold til biodiversitet anvendes.

Jordbunds-fauna	Vilde plan-ter	Vilde bier (føde og leve-steder)	Insekter og leddyr i øvrigt	Fugle	Patte-dyr
0-2	0-1	0	1-2	0-2	1-2

Boks 7. Anbefalet implementering af haregrønning/græsstribe i forhold til biodiversitet

Den hyppige slåning er kun nødvendig på en del af arealet, f.eks. 50 %, således at vegetationen på græsstriben/grønningen både kan give føde og skjul.

Slåning af den øvrige del af arealet bør ske inden 1. april og efter 1. oktober af hensyn til insekter samt ynglende fugle og småpattedyr.

Der bør være krav om, at der ikke må anvendes pesticider i haregrønning og græsstriber.

I forhold til opnåelse af betydelig effekt på forekomsten af harer er primært arealets størrelse og placering vigtigt. Virkemidlet bør placeres langs f.eks. levende hegn eller vildtremise, hvor haren kan skjule sig, hvilket også vil gavne andre pattedyr og fugle.

Samlet set anbefales at græsstribe/grønning plus hegn og/eller vildtremiser udgør omkring 9 % af arealet, hvis det skal have betydning for tætheden af harer.

En haregrønning kan have karakter af et vildtvenligt tiltag i en slåningsbrakmark, hvor en stribe i brakmarken slås med en forøget frekvens i forhold til resten af brakmarken. Folde med afgræssende dyr kan have funktion som haregrønninger, forudsat græsningstrykket ikke er for højt.

Driftsøkonomisk effekt:

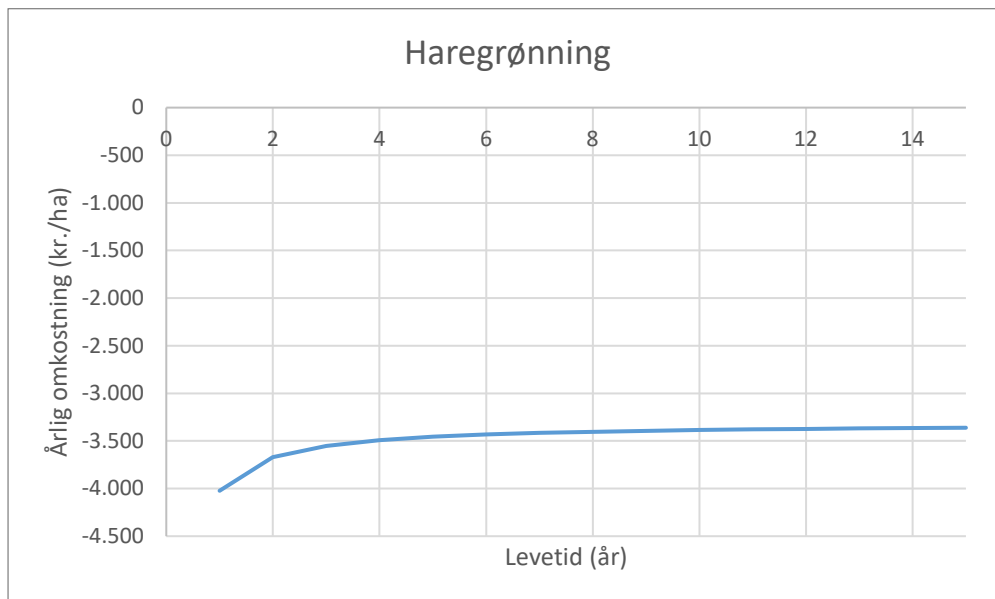
Hvis haregrønninger eller vildtstriber med græs anlægges på arealer hvor der alternativt kunne foretages gennemsnitlig landbrugsdrift skal denne bære alternativomkostningen på landbrugsarealer både for det direkte tab i produktionen og indirekte ved tab af harmoniareal. Haregrønningen anlægges principielt ligesom slåningsbrakken (se afsnit 3.2), men en del af den skal afpudses oftere.

En del af arealet skal holdes kortklippet, hvorfor den skal brakpudses hver 3-4 uge i vækstsæsonen, hvilket i gennemsnit er 6 måneder fra maj-oktober hvilket svarer til 25 uger og ca. 7 pudsninger per år. Der tages udgangspunkt i at 50 % af arealet slås hyppigt og 50 % af arealet kun slås en gang årligt. Omkostningen per hektar for brakpudsning på 300 kr./ha (Pedersen, 2020) og foretages 6 gange mere end ved en slåningsbrakmark med årligt aktivitet, men kun på halvdelen af arealet defineret som en græsstribe/grønning. Dette medfører en årlig ekstraudgift på $(300 \cdot 6 \cdot 0,5 =)$ 900 kr./ha i forhold til en slåningsbrakmark (1). Bemærk at der kun er ekstra aktivitet på 50 % af arealet defineret som haregrønning.

Tabel 3.11. Driftsøkonomiske omkostninger forbundet med haregrønninger og vildtstriber med græs. Kr./ha/år.

År	Årlige omkostninger ved slåningsbrak med årlig aktivitet (afsnit 4.1.2)	Ekstra slånings-omkostninger (1)	Årlige omkostninger
1	-3.100	-900	-4.000
2	-2.800	-900	-3.700
...			
5	-2.600	-900	-3.500
...			
10	-2.500	-900	-3.400
...			

Afgræsning er ofte en omkostningsfuld aktivitet isoleret set (Pedersen, 2020), så afgræsning alene med det formål at skabe haregrønninger eller vildtstriber med græs anses ikke for relevant. Når afgræsning alligevel foregår vil det dog ofte medføre at der skabes haregrønninger som sidegevinst.



Figur 3.4. Sammenhængen mellem levetiden på virkemidlet og den årlige omkostning i kr./ha.

Den årlige driftsøkonomiske omkostning for en 10 årig haregrønninger/græsstriber er beregnet til 3.385 kr./ha/år. Den tilsvarende velfærdsøkonomiske omkostning beregnes ved at gange den driftsøkonomiske omkostning med nettoafgiftsfaktoren på 1,28, hvorved den velfærdsøkonomiske omkostning bliver 4.333 kr./ha/år haregrønninger/græsstriber.



Foto 2. Blomsterstribe. Foto: J.S. Schou

3.8 Blomsterstriber

Nuværende regler og praksis

Vildtstriber er en samlebetegnelse for striber anlagt på eller langs kanten af markfladen, der primært har til formål at gavne vildtet. Denne sektion dækker tilsåede blomsterstriber, mens græsstriber, insektvolde og barjordsstriber er dækket i henholdsvis afsnit 3.1, 7 og 3.9. Hensigten med blomsterstriber er at give fourageringsmuligheder for bestøvende insekter, samt frø og insekter til fugle og små pattedyr. Vildtstriber kan fungere som levested for mange insekter og smådyr, der ellers er trængt på markfladen (Bertelsen et al. 2015; LBST 2020d).

Placering: Blomsterstriber må kun anlægges på arealer i omdrift. Striberne placeres langs pløjeretningen inde på eller langs kanten af marken. De kan med fordel etableres langs andre lineære elementer eller småbiotoper, som f.eks. insektvolde eller levende hegn (LBST 2020d). Danmarks Jægerforbund anbefaler, at vildtstriber placeres solrigt (Søndergaard et al., 2019).

Omfang: Vildtstriber, herunder blomsterstriber, må ifølge gældende lovgivning maksimalt være 10 m brede og optage 10 % af markfladen. Hvis en vildtstribe placeres langs andre vildt- og bivenlige tiltag (barjordsstriber, insektvolde), må den samlede bredde ikke overgå 10 m eller 10 % af markfladen (LBST 2020d).

Varighed: Vildtstriber, inkl. blomsterstriber, må ifølge gældende lovgivning ikke få permanent karakter og skal derfor holdes fri for vedplanter. Der er dog ikke krav om omlægning (LBST, 2020d, 2020c).

Anlæg og/eller ændringer, som tiltaget indebærer: Ved anlæg af flere vildt- og bivenlige tiltag skal der være en afstand på mindst 10 meter mellem hvert tiltag. Vildt- og bivenlige tiltag har ingen gødningsnorm, hvilket betyder, at gødskningen af marken skal reduceres i forhold til arealet af tiltagene. Såning kan med fordel ske i starten af maj. Blomsterblandinger skal sås i overfladen af jorden og med lav plantetæthed. Efter etablering skal blomsterstriber ikke plejes yderligere (Bertelsen et al. 2015).

Effekter på natur og biodiversitet

På grund af den ekstra strukturelle diversitet vil vildstriber generelt være gavnlige for insekterne. Desuden kan specialdesignede vildstriber gavne skadedyrs naturlige fjender og dermed nedsætte behovet for insekticider (f.eks. van Rijn et al. 2008, Tschumi et al. 2014).

Fraværet af jordbearbejdning og tilgængeligheden af organisk materiale vil gavne jordbundsfaunaen, og den øgede mængde af insekter vil være til gavn for agerlandets fugle og småpattedyr.

Blomsterstriber vil være domineret af de udsåede arter samt arter fra den eksisterende frøpulje og fra spildfrø. Da blomsterstriberne som udgangspunkt ikke slås, vil de blomstrende arter bedre kunne trives her end i f.eks. græsstriber og slåningsbrak, men med tiden vil mere konkurrencestærke arter tage over. Ifølge Bertelsen et al. (2015) vil vildstriber med blomsterblandinger erfaringsmæssigt gro til i kvik og andre græsser efter ca. 2 år og derefter kræve omlægning, men ved udsåning af mange både en- og flerårige arter på mager jord kan en rimelig dækning med blomsterplanter forventes opretholdt et par år mere, evt. suppleret af en let isåning af nye frø ved starten af det tredje år.

Som for blomster- og bestøverbrak (afsnit 3.3 og 3.4) gælder, at valget af plantearter er vigtigt for effekten på de bestøvende insekter. Den almindelige bestøverfauna vil nyde godt af blomsterriben, hvis der bliver flere blomster til rådighed igennem hele deres aktive periode, men hvis man vil gavne en større diversitet af insekter og de sjældnere arter, kræver det en nøje udvælgelse af plantearterne (Wood et al. 2017, Burkle et al. 2020). Varigheden af blomsterriben vil ligeledes have betydning for effekten på bestøverne, og som for bestøver- og blomsterbrak er det vigtigt at undgå økologiske fælder ved valg af plantearter. Afhængigt af de tilstedeværende plantearter kan blomsterriben give frø til agerlandets fugle og småpattedyr.

Da vildt- og bivenlige tiltag ingen gødningsnorm har, er det forventeligt, at landmanden i langt de fleste tilfælde vælger ikke at gøde dem. Dette vil dog ikke have væsentlig effekt på biodiversiteten pga. den høje næringsstofindhold i landbrugsjord. Der er ikke nogen specifik retningslinje mht. pesticidanvendelse i faktaarket (LBST 2020a), men en udeladelse af sprøjtning af arealet med tiltaget vil være til gavn for biodiversiteten.

Tabel 3.12. Forventede effekter af virkemidlet "Blomsterstriber" på agerlandets diversitet sammenlignet med mark i omdrift. Effekten afhænger af de udsåede og fremspirede plantearter samt af blomsterstriberens varighed, og spændet i værdier for de enkelt organismegrupper afspejler, at der er betydelig forskel mellem effekten af virkemidlet, hvis det implementeres efter gældende praksis, og hvis nedenfor anbefalede praksis i forhold til biodiversitet anvendes. *) jf. afsnit 2.1.2.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier (føde og levesteder)	Insekter og led-dyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr
0-2	0-2	0-2*	-1 til 2	0-2	0-2

Boks 8. Anbefalet implementering af virkemidlet "Blomsterstriber" mht. biodiversitet

Der bør udsås en blanding af en- og flerårige arter, hvis blomstring dækker hele bestøversæsonen.

Ligesom for bestøver- og blomsterbrak bør der være en liste med anbefalede arter, hvoraf der skal vælges mindst 10 og listen bør tilføjes information om jordbund samt øvrige tilknyttede insekter (for at undgå økologiske fælder).

Blomsterstriberne vil give bedst effekt på biodiversiteten, hvis de får lov at ligge uomlagte så længe som muligt, under forudsætning af bibeholdelse af en høj dækning af blomstrende arter.

Omlægning bør ske før 1. marts eller efter 1. oktober.

Der bør være krav om, at blomsterstriber ikke må behandles med pesticider.

Nuværende praksis med ikke at slå blomsterstriberne skal opretholdes, evt. med mulighed for slæt om vinteren (efter 1. oktober og før 1. marts).

Driftsøkonomisk effekt

Vildstriber med blomster der placeres i dyrkningsfladen pådrager sig en omkostning af en potentiel gennemsnitlig alternativ landbrugsproduktion (1) og evt. et tab i harmoniarealet (2) (Tabel 3.13). Ved anlæg af vildstriber forudsættes jorden pløjet (3) jordbearbejdet og tilsået (4). Udsæden til vildstriber med blomster vurderes at koste 627 kr. for en specialudsædsblanding (5) (se afsnit ovenfor).

Tabel 3.13. Driftsøkonomiske omkostninger forbundet med vildtstribe med blomster. Kr./ha/år.

Årlige omkostninger ved blomsterstriber afhængig af levetid						
År	Jordrente (1)	Harmoniareal (2)	Pløjning (3)	Jordbearbejdning og såning (4)	Udsæd (5)	Årlig omkostning (6)
1	-1.900	-200	-700	-400	-600	-3.900
2	-1.900	-200				-3.000
3	-1.900	-200				-2.700
4	-1.900	-200				-2.600

Omkostningerne til blomsterstriber er således i udgangspunktet sammenfaldende med omkostningerne ved blomsterbrak. Dog kan den mindre udbredelse medføre lidt højere omkostninger i praksis. Hvis der kan sås tyndt direkte i en stubmark, vil omkostningerne kunne være lavere, mens landbrugeren muligvis vil have forøget risiko for ikke at opfylde mulige kriterier for plantedække.

Den årlige driftsøkonomiske omkostning for 2 årlige blomsterstriber er beregnet til 3.025 kr./ha/år blomsterstriber. Den tilsvarende velfærdsøkonomiske omkostning beregnes ved at gange den driftsøkonomiske omkostning med nettoafgiftsfaktoren på 1,28, hvorved den velfærdsøkonomiske omkostning bliver 3.872 kr./ha/år blomsterstriber.

3.9 Barjordsstribe

Nuværende regler og praksis

En barjordsstribe er et stykke land, der holdes fri for vegetation. Barjordsstriber indgår i de vildt- og bivenlige tiltag. Hensigten med barjordsstriben er at give fuglevildt og unger af både hare og hjortevildt mulighed for at få varme og tørre i solen. Fuglevildtet kan yderligere få mulighed for at sandbade og fouragere på insekter, og barjordsstriberne kan desuden fungere som spredningsveje for fugle og små pattedyr (Bertelsen et al. 2015; LBST 2020).

Placering: Barjordsstriber placeres langs markkanter og gerne langs en kantbiotop, f.eks. et levende hegn eller i lovlig afstand fra en bæk (Bertelsen et al. 2015). Barjordsstriber kan også placeres inde på markfladen, såfremt den ligger langs en vildtstribe eller en insektvold. Det gælder generelt, at en barjordsstribe aldrig må placeres under 5 m fra vand (søer, åer eller kyst) eller fra fortidsminder (LBST, 2020c). Det anbefales af Danmarks Jægerforbund at barjordsstriber placeres solrigt (Søndergaard et al., 2019).

Omfang: Barjordsstriber må efter de nuværende regler maksimalt være 3 m i bredden og må ikke overgå 10 % af markens samlede areal (LBST, 2020c).

Varighed: Under gældende lovgivning må barjordsstriber ikke få permanent karakter (LBST, 2020c).

Anlæg og/eller ændringer, som tiltaget indebærer: Ved anlæg af flere vildt- og bivenlige tiltag skal der være en afstand på mindst 10 meter mellem hvert tiltag. De skal holdes i landbrugsmæssig stand egnet til afgræsning eller dyrkning, dvs. holdes fri for opvækst af træer og buske. Vildt- og bivenlige tiltag har ingen gødningsnorm, hvilket betyder, at gødskningen af marken skal reduceres i forhold til arealet af tiltagene. Striben kultiveres med fræser eller harve i 10-15 cm dybde i maj og igen i august. Der må gerne være naturlig fremspiring fra jordens egen frøpulje (Bertelsen et al. 2015). The Royal Society for the Protection of Birds (RSPB, 2020) foreslår at foretage første kultivering baseret på spiringstidspunktet for naturlige agerlandsplanter i området.

Effekter på natur og biodiversitet

Planteartssammensætningen i de undersøgte barjordsstriber vil blive domineret af de hjemmehørende arter i frøpuljen, og af de arter, der voksede på arealet, inden det blev udlagt til barjordsstribe, og der vil derfor være store variationer i antallet af plantearter, men som oftest vil det være ret lavt (Wind & Bertelsen 2013). I en toårig undersøgelse fandt Wind & Berthelsen (2013) 0-24 plantearter i de etablerede barjordsstriber - flest 1-årlige med opret vækst, og de fleste var vindbestøvede, men der var også flere biplanter. Når tiltaget samtidig indgik i kombination med andre tiltag, f.eks. en insektvold eller en græsstribe, og blev placeret enten midt i marken eller i randzonen langs andre naturelementer som levende hegn eller skovbryn, blev funktionaliteten forstærket. I enkelte tilfælde betød mangel på pleje kombineret

med jordbundens høje næringsindhold, at vegetationsdækket havde nået en uhensigtsmæssig højde og tæthed, hvilket kan være en årsag til, at problemarten almindelig kvik blev registreret hyppigt.

Oddershede et al. (2017) undersøgte effekten af vildtvenlige tiltag i 150 agerlandsbiotoper på planter, svampe og leddyr. De fandt, at det økologiske rum blev udvidet mest ved permanente tiltag, men også kortvarige tiltag (en eller få dyrkningssæsoner) havde en effekt. Bar jord var den vigtigste parameter i denne udvidelse, som primært kom til udtryk i sammensætningen af floraen. Den største effekt af barjordsstriber sås, hvis barjordsriben lå i kanten af marken, i forbindelse med udyrkede arealer. Selvom barjordsriben gav plads til blomstrende, hjemmehørende plantearter, var dette primært til gavn for almindelige arter af bestøvende insekter. Forfatterne konkluderer dog også, at den mest omkostnings-effektive måde at opnå arealer med bar jord er ved at udnytte de bare pletter, der ofte opstår af sig selv pga. enten tørke eller oversvømmelse i dele af marken og ikke kræver gentagne jordbearbejdningsforanstaltninger for at forblive bar eller tyndt bevokset (se lærkepletter (3.6) og vibelavninger (3.5)). Dette vil også være optimalt for jordbundsfaunaen og de overfladelevende insekter, som trives bedst uden jordbearbejdning (Holland and Reynolds 2003, Thorbek and Bilde 2004, Briones and Schmidt 2017), ligesom jordbearbejdning i ynglesæsonen vil være fatalt for ynglesuccessen for nogle fugle (f.eks. Stanton et al. 2018). Omvendt vil agerlandets fugle have gavn af barjordselementer til spredning og fødesøgning, hvis de har en lineær form. Som også Wind og Berthelsen (2013) så, resulterer barjordsstriber primært i en vegetation domineret af de arter, der i forvejen vokser på marken, og på god landbrugsjord bliver plantedækket nogle gange uhensigtsmæssigt højt og tæt, domineret af konkurrencesterke arter, som i tillæg ofte er problematiske for landbruget.

Dicks et al. (2015) undersøgte, hvilke tilgængelige tiltag der kunne understøtte en rigere bestøverfauna. Disse inkluderer pletter med bar jord, som giver plads til redesteder for insekterne. Et forsøg med etablering af bar jord ved hhv. nedvisning og afskrabning af vegetationen viste, at afskrabning gav markant flere reder med solitære bier i jorden end barjordsstriber med jordbearbejdning (Nichols et al. 2020). Som for de fleste andre tiltag er pletter med bar jord mest effektive, hvis de bliver permanente. Vejkanten i landbrugsområder indeholder ofte partier med bar jord, som med tiden kan blive levesteder for sjældne planter og insekter (Heneberg et al. 2017). Som virkemidlet administreres pt, er der imidlertid tale om ikke-permanente arealer.

Odderskær et al (1997) fandt flere lærker i køresporene end i de omgivende kornmarker, selvom der var færre byttedyr i køresporene, og konkluderede, at det formentlig skyldtes, at det er lettere for dem at færdes der. Dette understøttes af, at Baker and Brooks (1981) og Bechard (1982) viste, at habitater med høj tæthed af byttedyr ikke altid er gode fourageringssteder, fordi tilgængeligheden af byttedyrene mindskes af f.eks. tæt vegetation. Tilsvarende fandt Schläpfer (1988) og Daunicht (1992), at tæt, høj vegetation ikke er egnet til placering af lærkereder.

Tabel 3.14. Forventede effekter af virkemidlet "Barjordsstribe" på biodiversiteten under antagelse af, at virkemidlet etableres på markfladen og ikke er permanent. Effekten afhænger meget af, i hvor høj grad der udføres jordbearbejdning, idet minimal jordbearbejdning giver den bedste effekt og spændet i værdier for de enkelt organisme-grupper afspejler, at der er betydelig forskel mellem effekten af virkemidlet, hvis det implementeres efter gældende praksis, og hvis nedenfor anbefalede praksis i forhold til biodiversitet anvendes. *) jf. afsnit 2.1.2.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier (føde og levesteder)	Insekter og led-dyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr
-1 til 1	0-1	0-1*	-1 til 1	-1 til 2	0-1

Boks 9. Anbefalet implementering af virkemidlet "Barjordsstriber" mht. biodiversitet

Områderne med bar jord skal ikke nødvendigvis anlægges i striber. Jorden behøver desuden ikke være helt fri for plantevækst, hvis denne blot er tynd og lav, så jordoverfladen er soleksponeret og tilgængelig.

Der bør være krav om, at der ikke anvendes pesticider i barjordsstriberne.

Ved anlæg på dele af marken, der i forvejen er tyndt bevokset (f.eks. ved anlæg på tørre, ufrugtbare dele af marken), kan behovet for jordbearbejdning minimeres, hvilket vil gavne biodiversiteten. Dette vil formentlig være lettest at udføre på sandede jorder.

Ideelt set bør barjordsstriber kun jordbearbejdes uden for fuglenes ynglesæson, dvs. inden 1. marts og efter 1. oktober, gerne i forbindelse med øvrige jordbearbejdninger i marken.

Kombination med andre virkemidler (insektvold, vildtstribe) vil øge den biodiversitetsmæssige effekt af bar jord, fordi der så også vil være føde og ly. Tilsvarende vil nærhed til læhegn, skovbryn eller småbeplantninger give ly for fugle og pattedyr.

Permanent anlæg/udtag af jord til barjordstriber eller -pletter vil øge værdien for dele af biodiversiteten.

Den nøjagtige bredde er ikke vigtig for biodiversitetseffekten og kan med fordel tilpasses de forhåndenværende redskaber.

Driftsøkonomisk effekt

Barjordsstriber der etableres hvor der alternativt set ville være gennemsnitlig landbrugsaktivitet pådrager sig omkostningen herved. Både fra produktionen fra arealet (1) og evt. tabet af harmoniareal (2).

For at etablere og fastholde en barjordsstribe vurderes det ovenfor at to årlige ukrudtsharvninger vil være tilstrækkelig, med en gennemsnitlig pris på 155 kr./ha (3) (se ovenfor) betyder dette, at der årligt skal bruges 310 kr./ha på ukrudtsharvning ved opretholdelsen af barjordsstriben.

Det anbefales ud fra en økonomisk / praktisk synsvinkel, at kravet til maksimumsbredden af barjordsstriben slækkes sådan at bredden bedre favner normale arbejdsbreder på harver. Hvis landbrugeren kan harve en barjordsstribe i det tidlige forår i forbindelse med forberedelsen af såbeddet til vårafgrøderne og igen harve barjordsstribe i forbindelse med en stubharvning af andre marker efter høst i august / sep-

tember, vurderes det at der vil komme flere barjordsstriber end hvis landbrugere skal have specielle redskaber der har den rette maksimums arbejdsbredde og foretage harvningen i forbindelse med særlige arbejdsgange, fremfor en så integreret del af det af det almindelige markarbejde som muligt.

Tabel 3.15. Driftsøkonomiske omkostninger forbundet med barjordsstribe. Kr./ha/år.

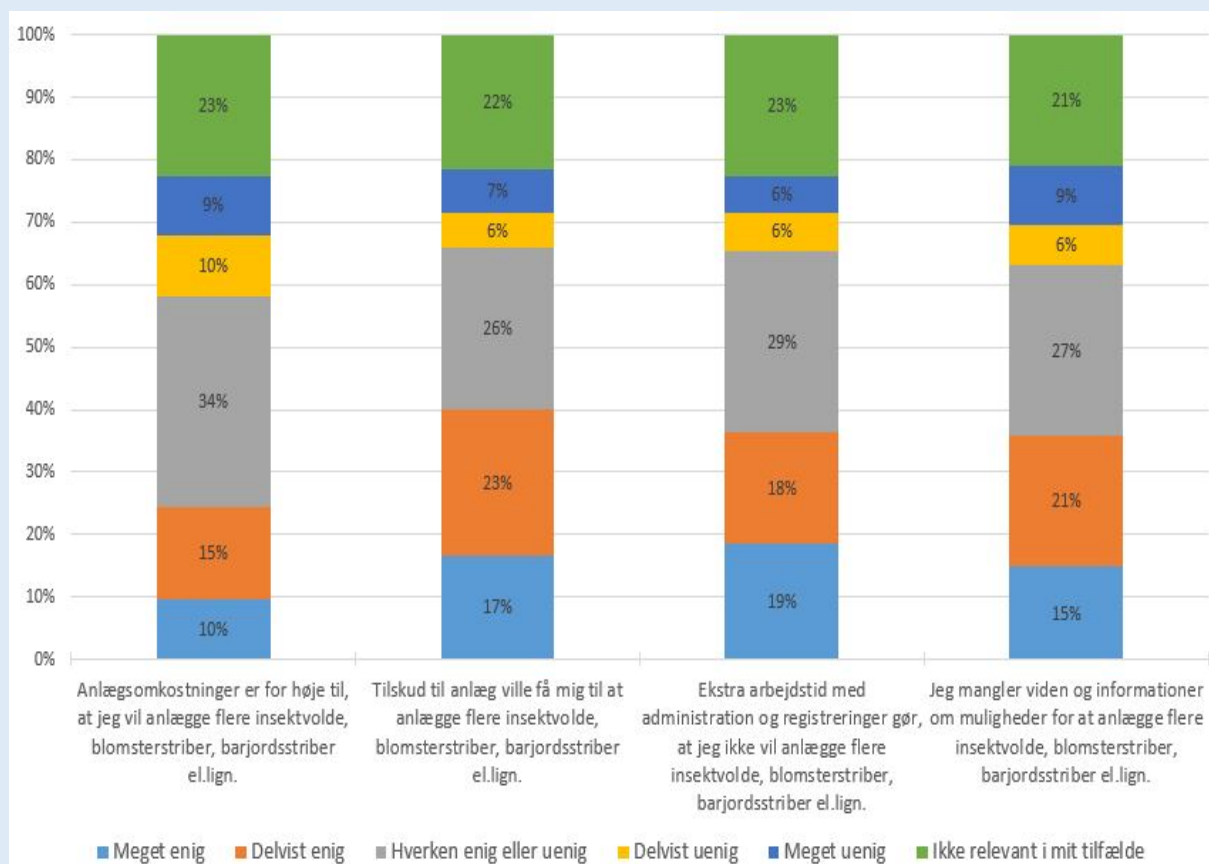
År	Jordrente (1)	Harmoniareal (2)	Ukrudtsharvning (3)	Årlig omkostning (4)
1	-1.900	-200	-300	-2.400

For barjordsstriber er der ikke nogen varighedsbegrænsning, men fordi virkemidlet er ens i alle år kan den årlige omkostning for år et bruges til, at beskrive alle fremtidige år. Derfor er den årlige omkostning for barjordsstriber i dyrkningsfladen -2.393 kr./ha.

Den tilsvarende velfærdsøkonomiske omkostning beregnes ved at gange den driftsøkonomiske omkostning med nettoafgiftsfaktoren på 1,28, hvorved den velfærdsøkonomiske omkostning bliver 3.063 kr./ha/år barjordsstribe.

Landbrugernes holdning til insektvolde, blomsterstriber, barjordsstriber el.lign.

Anlagte vildtstriber af forskellig slags er mindre omkostningstunge og mindre permanente i karakter end f.eks. vandhuller eller skovrejsning. Den relativt lave omkostning afspejles ved, at 34 % af de adspurgte landbrugere har svaret, at de hverken er enige eller uenige i, at anlægsomkostningerne er for høje til anlæg af vildtstriber. Øget tilskud dertil vil i nogen grad øge forekomsten af vildtstriber. Den generelle hindring set fra landbrugernes perspektiv ser ud til at ligge ved øget arbejdstid med administration og registreringer af tiltag og manglende viden om muligheder. Det er værd at bemærke ligheden i svarfordeling mellem disse to spørgsmål, hvilket kunne betyde, at der findes en fælles bagvedliggende grund. Dette kræver dog yderligere undersøgelser at finde en sådan grund.



Figur 3.5. Insektvolde, blomster- og barjordsstriber (resultater fra spørgeskemaundersøgelsen).

3.10 Bufferzoner uden pesticid- og gødningstilførsel

Mange af de øvrige beskrevne virkemidler på og ved siden af markfladen vil kunne have gavn af, at en gødnings- og pesticidfri bufferzone placeres mellem marken og virkemidlet, idet påvirkningen fra pesticider og gødning ofte vil være hæmmende for positive effekter på biodiversiteten. Sprøjtefrie (men ikke gødningsfrie) bufferzoner er et krav i forbindelse med anvendelse af visse pesticider langs vandløb, 5-3-områder mv. (Miljø- og Fødevareministeriet 2018), men derudover er der ingen eksisterende regler for etablering af bufferzoner. Nedenstående omhandler bufferzoner til beskyttelse af virkemidler og småbiotoper, som ikke er omfattet af de nuværende regler om bufferzoner. Andre usprøjtede og ugødgede linjeformede virkemidler, som placeres langs biodiversitetsvirkemidler og småbiotoper, vil have en tilsvarende beskyttende effekt; det kunne f.eks. være MFO-bræmmer.

Effekter af bufferzoner på natur og biodiversitet i nabohabitater

Bufferzonen kan med fordel placeres langs virkemidler og småbiotoper, som vil have gavn af en reduceret gødnings- og pesticidpåvirkning. I det følgende beskrives biodiversitetseffekterne i selve bufferzonen.

Idet udbragt gødning, hvad enten der er tale om kunstgødning eller organisk gødning, som udgangspunkt består af større partikler, vil afsætningen meget hurtigt reduceres med en øget bredde af bufferzonen. Dette gælder selvsagt ikke luftbåren ammoniak og lignende, som stort set kun kan reduceres ved at reducere selve udledningen. For pesticider afhænger afdriften af det anvendte sprøjteudstyr, som bestemmer tryk og dråbestørrelse (f.eks. Løfstrøm et al. 2013). Bredden af bufferzonen er bestemmende for afdriften af de større dråber i sprøjetågen, mens de helt små dråber kan flyve meget langt. For høj vegetation som f.eks. læhegn og skovkanter vil effekten af en sprøjtefri bufferzone være mindre end for lav vegetation, idet læhegn mv. i højere grad eksponeres for de små dråber (Løfstrøm et al. 2013). For denne type vegetation vil valg af afdriftreducerende sprøjteudstyr have en langt større effekt. Undersøgelser ad effekten af sprøjtemiddelafdrift på ikke-målplanter viser, at der i nogle tilfælde vil være tydelige effekter ved meget små herbiciddoser. F.eks. så Gove et al. (2007) effekter af glyphosat på nogle arter ved en eksponering på 1 % af markdosis, og i et felteksperiment med en maksimal dosis på 2,8 % af markdosis var der effekter på blomstringen af flere arter (Strandberg et al. 2019). Den præcise bredde af bufferzonen kan tilpasses landmandens maskinpark, men ønsker man at reducere pesticidafdriften til niveauer, som med stor sandsynlighed ikke påvirker den (semi-) naturlige nabohabitat, og læner man sig op ad de undersøgelser (Ganzelmeier et al. 1995, Rautman et al. 2001), som de nuværende danske regler for vandløb og § 3-natur (Miljø- og Fødevareministeriet 2018) baserer sig på, bør bredden af en bufferzone ikke være mindre end 20 m, hvis landmanden anvender gammeldags sprøjteudstyr, som ikke reducerer sprøjtemiddel-afdriften, mens bredden kan reduceres til min. 10, 5 eller 2 m, hvis der anvendes udstyr, som reducerer afdriften med hhv. 50, 75 eller 90 %.

Effekter på natur og biodiversitet af selve bufferzonen

I selve bufferzonen vil effekten på biodiversiteten af udeladelse af gødskning være meget begrænset, idet jorden vil være næringsrig i mange år efter ophør af gødskning (Walker et al. 2004, Ejrnæs & Nygaard 2011). Bufferzoner kan begrænse kvælstofbelastningen af vandløb (Eriksen et al. 2020).

Da jordbearbejdningen bibeholdes, vil der ikke være væsentlige forbedringer for jordfaunaen og de øvrige leddyr. Den reducerede herbicidpåvirkning kan give fremvækst af vilde planter og dermed lidt mere føde til de bestøvende insekter samt føde og levesteder til agerlandets fugle og pattedyr. Tilsvarende vil produktionen af frø gavne frøspisende insekter, fugle og pattedyr (Ejrnæs et al., 2014). Endvidere vil en reduktion af herbicidbelastningen ofte øge blomstringen af de tilstedeværende plantearter i de tilgrænsende habitater (Strandberg et al. 2019, 2013b, Boutin et al. 2014). En reduktion i insekticidpåvirkningen vil tilsvarende gavne insekterne direkte, med afledte positive effekter på fugle og nogle småpattedyr. Som beskrevet ovenfor vil reduktion i sprøjtemiddelpåvirkning i bufferzonen afhænge meget af det anvendte sprøjteudstyr.

Tabel 3.16. Vurdering af effekten af selve virkemidlet "Bufferzoner uden pesticid- og gødningstilførsel" på natur og biodiversitet i selve bufferzonen ved etablering på mark i omdrift, idet der tages hensyn til, hvorvidt virkemidlet leverer alle de nødvendige ressourcer for gennemførslen af hele livscyklus for de vurderede grupper af insekter. Den største biodiversitetsmæssige effekt forventes imidlertid på de tilstødende småbiotoper, som bufferzonen skal beskytte mod påvirkninger fra gødning og sprøjtemidler. *) jf. afsnit 2.1.2.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier (føde og levesteder)	Insekter og leddyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr
0	1	0-1*	0-1	0-1	0-1

Boks 10. Anbefalet implementering af virkemidlet "Bufferzoner uden gødnings- og pesticidtilførsel" mht. biodiversitet

Bufferzonen implementeres hovedsageligt for at beskytte biodiversitetstiltag på dyrkningsfladen samt habitater i umiddelbar nærhed af denne mod uønskede effekter af gødskning og pesticidanvendelse.

Bufferzonen dyrkes som den øvrige mark, men der må ikke tilføres gødning eller pesticid til bufferzonen. Vegetationen vil således ikke have permanent karakter, men selve bufferzonen bør anlægges som et permanent eller længerevarende tiltag.

Bredden af bufferzonen bør tilpasses det sprøjteudstyr, der anvendes på den øvrige mark, eller etableres ved at forskyde sprøjtespor fra kanten indad i marken. Ved anvendelse af udstyr, der ikke reducerer afdriften, bør bufferzonen være min. 20 m bred, mens der ved 50 % reduktion kan anvendes en bufferzone på 10 m, ved 75 % reduktion 5 m og ved 90 % reduktion 2 m.

Driftsøkonomisk effekt

En gødnings og sprøjtefri bufferzone vil have omkostninger for landbrugeren i form af et lavere udbytte i afgrøden delvist kompenseret af en besparelse på omkostninger til gødskning og sprøjtning. I modsætning til økologisk drift vil afgrøderne på disse arealer ikke oppebære en højere pris i markedet, idet de vil blive høstet sammen med konventionelle afgrøder.

Virkemidlet her går på et punkt længere end økologi i og med at der er tale om en ordning, hvor der ikke er nogen gødningskvote på arealet i ordningen. Landbrugeren vil dog nok have et vist incitament til at gødske arealet lidt og det kan i praksis både være svært at undgå og kontrollere. Reduktionen i gødningskvoten kan dog relativt let administreres, selv om arealet vil få, i det mindste en randpåvirkning af gødning fra tilstødende konventionelt dyrkede arealer.

Omkostningerne vil ligge et sted mellem niveauet nævnt for pesticidfri dyrkning med 40 pct. reduktion i N kvoten (en N kvote på 60 pct. af den der ellers gælder) i Jacobsen (2019) på 1.200 til 2.000 kr./ha og niveauet for økologisk arealstøtte under omlægning der er 2.570 kr./ha med de aktuelle tilskudssatser (870 kr./ha i basisstøtte, 500 kr./ha i tilskud for reduceret N og 1.200 kr./ha).

De 1.200 – 2.000 kr./ha i Jacobsen (2019) kan ses som et estimat i underkanten, fordi der her er tale om fuldkommen ophør med gødskning, mod 40 pct. reduktion i Jacobsen (2019). Den økologiske arealstøtte under omlægning kan omvendt ses som et overkantsestimat, idet der er flere restriktioner på økologisk landbrug, der gælder hele bedrifter, mens der her er tale om mere selektive arealer. Endvidere er der

indregnet transaktionsomkostninger i den økologiske omlægningsstøtte som ikke vurderes relevante ved dette virkemiddel.

En evt. kompensation for omkostningerne ved gødnings- og sprøjtefrie bræmmer burde ikke være højere end alternativomkostningen ved arealet inkl. værdien af harmoniarealet på 2.083kr./ha.

Hvis man f.eks. lavede en ordning med en tilskudssats på $((1200+2000)/2) = 1.600$ kr. til $((1600+2083)/2) \approx 1.800$ kr./ha bræmme, ville der formentlig være en del arealer, hvor sådanne bræmmer ville blive udlagt i frivillig ordning, evt. som et eco-scheme under den kommende CAP. En sådan ordning kunne evt. ekskludere græsafgrøder, idet der typisk ikke vil være samme niveau af sprøjtning og derfor ikke samme effekt og kompensationsbehov.

Den tilsvarende velfærdsøkonomiske omkostning beregnes ved at gange den driftsøkonomiske omkostning (1.600 til 1.800 kr./ha) med nettoafgiftsfaktoren på 1,28, hvorved den velfærdsøkonomiske omkostning bliver 2.048 til 2.304 kr./år/ha bræmme.

3.11 Vandhuller og andre små vådområder

Ved vandhuller og små vådområder forstås i denne sammenhæng ferske vådområder med permanent vandspejl under normale vejrforhold. Vandhuller og andre små vådområder kan give plads til padder, hvoraf en del er truede, og samtidig skaber vandhuller strukturel diversitet til gavn for mange organisme-grupper. Nedenstående adresserer ikke vådområder i relation til vandmiljølovgivningen og lignende, men forholder sig udelukkende til vandhuller som et virkemiddel til at øge biodiversiteten.

Nuværende regler og praksis

Placering: Der ydes ikke tilskud til etablering af vådområder på naturtyper beskyttet efter naturbeskyttelsesloven § 3 (f.eks. moser, ferske enge, strandenge), til vandhuller i have, til fiskesøer eller til oprensning og udvidelser af eksisterende vandhuller (Naturstyrelsen 2020b).

Omfang: Der ydes kun tilskud til etablering af vådområder med mindst 600 m² vandspejl under normale vejrforhold. Der kan søges om max 5 vådområder pr. ejendom pr. år.

Varighed: Ifølge naturbeskyttelsesloven må der ikke foretages ændringer i tilstanden af naturlige vandhuller og søer med et areal større end 100 m². Når der efter etableringen af et vandhul har indfundet sig et naturligt plante- og dyreliv, vil vådområdet være beskyttet efter naturbeskyttelseslovens § 3. Dvs. det ikke må fyldes op igen eller udvides uden tilladelse. Søer, der er beskyttet efter Naturbeskyttelsesloven og har en størrelse på op til 2.000 m², er samtidig omfattet af et vedligeholdelses- og fastholdelseskrav, såfremt de opfylder GLM-kravene (God Landbrugs- og Miljømæssig stand).

Anlæg og/eller ændringer, som tiltaget indebærer: Der skal udlægges en 9 meter bred udyrket zone omkring vådområdet (målt fra højeste vandstand). Der må ikke plantes buske og træer i denne zone. Der må ikke fodres i vandet, eller nærmere end 9 meter fra højeste vandstand i vådområdet. Der må ikke udsættes fisk eller ænder i vådområdet (Naturstyrelsen 2020b).

Effekter på natur og biodiversitet

Da virkemidlet introducerer øget strukturel diversitet i form af både vand og udyrket randzone, forventes en positiv effekt på de fleste elementer af biodiversiteten. Der vil være habitater for flere plantearter, og mange insektarter vil kunne nyde godt af såvel den øgede plantediversitet som den øgede habitatdiversitet. Også fugle og pattedyr vil kunne finde flere habitatmuligheder og mere føde. Desuden vil der blive plads til padde og fisk.

I de fleste tilfælde synes den naturlige flora og fauna hurtigt at indfinde sig, men indvandringen til søer og vandhuller med lang afstand til andre vandhuller/søer/vådområder kan være forsinket. Der er udgivet en række vejledninger i etablering og pleje af vandhuller. Ud over de organismer, som vandhuller og vådområder er rettet imod, vil såvel vandfasen som bredzonen med svingende vandpåvirkning og den udyrkede zone omkring anlægget give plads til flere plantearter (Søndergaard et al. 2002).

Små vådområder med åben vandflade varierer betydeligt mht. diversiteten af planter både på kanter, bræmmer og i vandet (Eriksen et al. 2020). Generelt etableres en forholdsvis artsfattig vegetation af næringstolerante arter som f.eks. tagrør, dunhammer og manna-sødgræs. I visse vådområder etableres dog en betydelig mere artsrig flora med 15-20 arter/m², og faunadiversiteten er i vid udstrækning relateret til plantediversiteten (Strandberg, 2017). Denne vurdering inkluderer ikke minivådområder, som sigter på at reducere næringsstofbelastningen (Eriksen et al. 2020). En undersøgelse af 80 vandhuller i Schweiz (Oertli et al. 2002) scorede artsantal og værdi (sjældenhed) for vandplanter, snegle, arter af muslinger, biller og voksne guldsmede samt padde. Resultatet var bl.a., at størrelsen generelt har lille betydning for biodiversiteten, at en række af små vandhuller har en større værdi end et stort vandhul med samme vandflade, men der er enkelte arter, som kun findes i store vandhuller. Tilsvarende fandt Søndergaard et al. (2002) at nogle insektarter og andre smådyr er mest hyppige i små vandhuller, andre i store. Måske skyldes fordelingen bl.a., at dybden og størrelsen af søer/vandhuller til en vis grad hænger sammen. En blanding af små og store vandhuller vil således tilgodese arter med forskellige krav til levested.

Der er en tendens til færre plantearter med stigende dybde, men det varierer for forskellige vækstformer (Søndergaard et al. 2002). Der er kun fisk i få søer mindre end 1000 m², men dybden er ikke særlig vigtig for forekomsten af fisk. Forekomst af fisk har en negativ effekt på de fleste padde bortset fra tudser.

Den mere eller mindre mættede randzone omkring vandhullerne vurderes at kunne føre til etablering af en flerårig flora, der selv om den i en lang årrække vil være domineret af kvælstofelskende arter som kraftige græsser og høje stauder, sammenlignet med en mark i omdrift, vil give en mere varieret flora (Walker et al., 2004; Ejrnæs & Nygaard, 2011a; Fredshavn and Strandberg, 2013). Fraværet af jordbearbejdning og etablering af et permanent plantedække vil gavne jordfaunaen og skabe nye levesteder for overfladeaktive insekter og leddyr (Briones and Schmidt 2017; Holland and Reynolds 2003; Thorbek and Bilde, 2004). Den varierede vegetation med flerårige arter vil generelt give flere levesteder for insekter, fugle og pattedyr.

Andre typer af vandhuller og vådområder end de her beskrevne, f.eks. minivådområder, er designet til at nedsætte næringsstofbelastningen af søer og vandløb. De vil således typisk være meget næringsstofbelastede og dermed ofte af begrænset biodiversitetsmæssig værdi.

Tabel 3.17. Forventede effekter af virkemidlet "Vandhuller og andre vådområder" på agerlandets biodiversitet. Variationen i vurderingen afspejler, at biodiversiteten vil udvikle sig over tid og i høj grad afhænge af den etablerede vegetation. Den bedste effekt vil kræve, at man følger anbefalingerne nedenfor. *) jf. afsnit 2.1.2.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier (føde og levesteder)	Insekter og led-dyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr
1	1-2	0-2*	1-2	1-2	1-2

Boks 11. Anbefalet implementering af virkemidlet "vandhuller" mht. biodiversitet

Nye vandhuller bør placeres tæt på andre vandhuller/søer for sikre rekruttering af arter. Flere små vandhuller giver lige så god effekt som et stort, men en blanding af små og større vandhuller vil give den største biodiversitet.

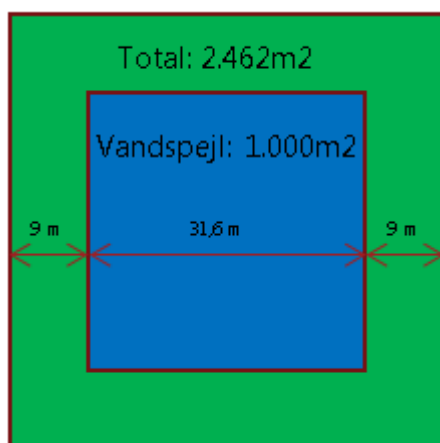
Der bør være et krav om virkemidlets varighed også for helt små vandhuller, enten f.eks. 25 år eller, som for de større vandhuller, at det ikke må ændre karakter jf. Naturbeskyttelsesloven*.

Kravet om en usprøjtet og ugødet bufferzone bør opretholdes.

**Se dog overvejelserne vedr. dilemmaet mellem bevaring og incitament til etablering i afsnit 6.3.*

Driftsøkonomisk effekt

Etableringen af et vandhul på dyrkningsfladen vil, fra et driftsøkonomisk synspunkt, bestå i at opgive produktiv jord (1) og evt. harmoniareal (2). Såfremt anlæggelsen foregår uden for dyrkningsfladen, vil disse omkostninger kunne udelades, såfremt det antages, at der ikke er nogen anden offeromkostning på arealet (uden for dyrkningsfladen). Selve etableringen består af opgravning af jord og ved store anlæg også bortkørsel af jord. I *Katalog over omkostninger ved etablering af erstatningsnatur* fra 2018 kan det læses, at der er stor variation i omkostningen til udgravning til søer (Espensen et al., 2018). De beskriver tre cases på vandhuller på 250, 1000 og 10.000 m² vandflade. Disse tre vandhuller koster henholdsvis 19, 23 og 34 kr./m², og det må derfor forventes, at prisen stiger uforholdsmæssigt med en stigning i arealet. Denne beregning tager udgangspunkt i et vandhul på 1.000 m² vandspejl til en omkostning på 23 kr./m². Det giver en anlægsomkostning på 23.000 kr./1.000 m² vandspejl. I Espensen et al. (2018) regnes der på et randareal på 2 meter, mens her forudsættes, at der skal udlægges en 9 meter bred udyrket zone omkring vådområdet. Dette lægges til grund for randarealet i denne beregning, og derfor regnes der på et kvadratisk vandhul, der samlet set lægger beslag på et dyrkningsareal på 2.462 m².



Figur 3.6. Illustration af areal hvor dyrkningen opgives i forbindelse med etablering af vandhul.

I Tabel 3.18 fremgår det, at vandhuller anlagt på dyrkningsfladen vil indebære tab af jordrente (1), harmoniareal (2) og en anlægssomkostning (3). Såfremt anlægget placeres uden for dyrkningsfladen, vil udgravningen (3) være den eneste omkostning. For at omregne udgravningsomkostningen (3) til en hektarpris divideres den med 2.462 m² og ganges med 10.000 m². Dette estimat beskriver ikke en 10.000 m² sø, men snarer 4,06 (10.000/2.462) vandhuller på 2.462 m² inkl. randareal, hvor der ikke er nogen størrelsesøkonomisk ulempe ved større huller indregnet. Omregningen sker primært for at kunne sammenligne virkemidler på tværs. Den årlige omkostning beregnes ved at beregne nutidsværdien af en permanent virkemidler og en efterfølgende omregning til årlige omkostninger vha. annuitetsprincippet (se afsnit 2.2.2), til 5.819 kr./ha i dyrkningsfladen og 3.736 kr./ha for anlæg uden for dyrkningsfladen.

Den tilsvarende velfærdsøkonomiske omkostning beregnes ved at gange den driftsøkonomiske omkostning (hhv. 5.819 til 3.736 kr./ha) med nettoafgiftsfaktoren på 1,28, hvorved den velfærdsøkonomiske omkostning bliver hhv. 7.448 og 4.782 kr./år/ha vandhul af 1000m² hhv. indenfor og uden for dyrkningsfladen i udgangspunktet.

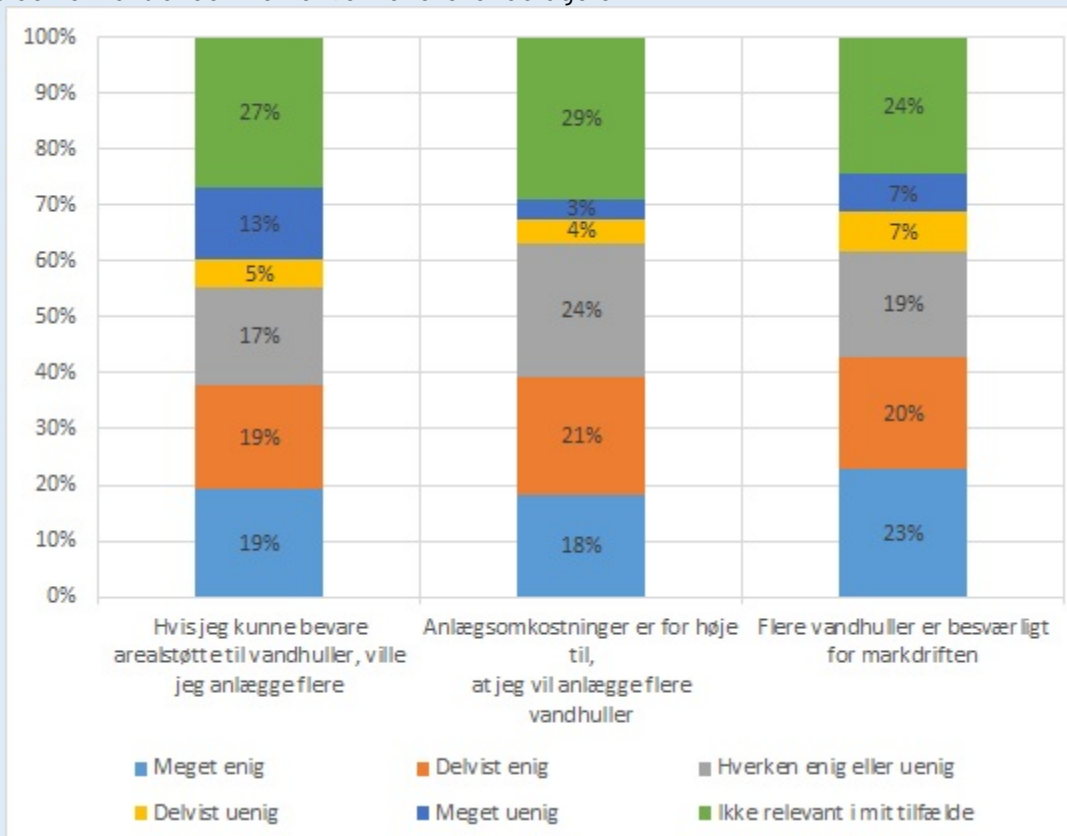
Tabel 3.18. Driftsøkonomiske omkostninger forbundet med anlæggelsen af vandhuller i og uden for dyrkningsfladen. Kr./ha/år.

	Nutidsværdien af 2.462 m ² vandhul inkl. randareal, kr.	Nutidsværdien af én hektar vandhuller på 2.462 m ² inkl. randareal, kr.	Årlig omkostning per hektar vandhuller på 2.462 m ² inkl. randareal, kr.
Jordrente (1)	-11.600	-47.000	-1.900
Harmoniareal (2)	-1.200	-5.000	-200
Udgravning (3)	-23.000	-93.400	-3.700
Sum	-35.800	-145.500	-5.800

Landbrugere kan have en yderligere strategisk omkostning ved etablering af vandhuller som følge af den beskyttelse, der indtræffer jf. naturbeskyttelseslovens § 3, da dette kan forhindre eller besværliggøre senere ændringer af nærliggende husdyrproduktionsanlæg. Disse omkostninger kan potentielt være meget høje sammenlignet med omkostningerne angivet ovenfor. Det vurderes, at bekymringer i forhold til disse strategiske omkostninger afholder mange landbrugere fra at etablere vandhuller. (se Figur 3.7 nedenfor), og dette er et eksempel på det reguleringsmæssige paradoks, at beskyttelsen af nye (og gamle) naturområder medfører reduceret sandsynlighed for, at nye naturområder opstår (se afsnit 6.2).

Landbrugernes holdning til vandhuller

På spørgsmålet om, hvorvidt niveauet af støtte har betydning for anlæg af vandhuller, svarer 36 % af danske landbrugere, at de ikke ønsker at anlægge vandhuller uanset niveauet. Samtidig er 27 % af landbrugerne villige til at anlægge vandhuller, hvis de får anlægsomkostninger fuldt dækket og kan bevare arealstøtten på det omlagte areal. En anden vigtig hindring for landbrugerne er vandhullers betydning for en rationel markdrift (se nedenstående figur). Blandt konventionelle landbrugere erklærer 49 % sig enten "Meget enig" eller "Delvist enig" i dette spørgsmål, mens dette kun gælder for 26 % af de ikke-konventionelle landbrugere.



Figur 3.7. Eksempel på spørgeskemaundersøgelsens resultater omkring anlæggelse af vandhuller.

3.12 Placering af halmballer

Halmballer eller bigballe, der placeres i markomgivelser, typisk i hegn omkring marker med afgrøder, der bestøves af humlebier, kan bidrage med mulige redesteder for flere arter af humlebier.

Nuværende regler og praksis

Placering: Umiddelbart uden for dyrkningsfladen.

Omfang: Ingen eksisterende anbefalinger.

Varighed: Ingen eksisterende anbefalinger.

Anlæg og/eller ændringer, som tiltaget indebærer: Ingen eksisterende anbefalinger.

Effekter på natur og biodiversitet

Værdien af halmballer som redested har været omdiskuteret, men en ny svensk undersøgelse (Lindström et al. 2019) har dokumenteret, at halmballer giver egnede redepladser for humlebier. Solitære bier som f.eks. murerbier og de fleste silkebier, der kan have deres reder i stråtage vil sandsynligvis også have gavn af halmballer.

Tabel 3.19. Forventede effekter af virkemidlet "Halmballer" på agerlandets biodiversitet. Da humlebier kun udgør en mindre del af de vilde bier i Danmark og da virkemidlet desuden udelukkende leverer mulige redesteder er effekten på diversiteten af vilde bier og andre insekter vurderet til maksimalt at være 1.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier (føde og levesteder)	Insekter og led-dyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr
0	0	0-1	0-1	0	0

Boks 12. Anbefalet implementering af virkemidlet "halmballer" mht. biodiversitet

Halmballerne bør placeres uden for dyrkningsfladen, typisk i levende hegn, da de vil være egnede som redested for humlebier i en årrække. For at have værdi for humlebieerne er det en forudsætning at der omkring stedet hvor de placeres forekommer egnede fødeplanter for humlebier gennem hele sæsonen.

Halmballerne nedbrydes med tiden og vil efter omkring 5-8 år ikke længere udgøre et egnet redested.

Afhængig af størrelsen af halmballerne vurderes, at et par halmballer pr. 400 meter hegn vil være tilstrækkeligt for at opnå en gavnlig effekt.

Driftsøkonomisk effekt

Halm koster ca. 50 kr./kg og en bigballe på 500 - 600 kg vil derfor koste ca. 250 - 300 kr./stk. (SEGES, 2020). Andre typer af halmballer (rundballe eller mini-bigballe vil have tilsvarende effekt, men bigballe formodes at være den hyppigste balle type i Danmark, hvorfor omkostningerne baseres på disse). I praksis kan en bigballe af dårlig kvalitet, f.eks. fordi den har en våd plet, identificeres i marken og stilles til side i et markskel til lavere omkostninger. Hvis omkostningerne til halmpresning sættes til 85 kr. og der afsættes 15 kr. til at identificere og flytte en egnet bigballe (dårligt egnet til andre formål) til side i marken, kan

virkemidlet formentligt udføres ned til 100 kr. pr. stk. Hvis bigballen derimod skal transporteres fra et centralt lager (på gården) til det sted hvor den er tiltænkt som biodiversitetsvirkemiddel vil omkostningen være højere. Vi antager her, at der bruges bigballer af dårligere kvalitet identificeret i marken. Dette sætter en begrænsning på antallet halmballer der kan sættet til side som biodiversitetsvirkemidler til den lave omkostning. Placeres der 1 halmballe per 200 meter hegn, med en antaget bredde på 3 meter vil det give 16,6 halmballer per hektar levende hegn / mark skel, hvilket rundes op til 17 halmballer per hektar og til en pris på 100 kr. stk., giver det 1.700 kr./ha levende hegn eller mark skel med en halmballe pr. 200 meter. Såfremt disse holder 6 år bliver den årlige omkostning, jf. annuitetsprincippet, 324 kr./ha levende hegn / mark skel. Hvis der er en 1 ha levende hegn pr. 100 ha omdriftsareal, giver dette en omkostning på 3,24 kr. pr. ha omdriftsareal.

Den tilsvarende velfærdsøkonomiske omkostning beregnes ved at gange den driftsøkonomiske omkostning (324 kr./år/ha levende hegn med halmballer) med nettoafgiftsfaktoren på 1,28, hvorved den velfærdsøkonomiske omkostning bliver 415 kr./år/ha levende hegn med halmballer pr. 200 meter.

Hvis der er 80.000 km levende hegn i Danmark og man forestiller sig at der placeres en halmballe pr. 200 meter, vil dette betyde at der skal bruges 400.000 "dårlige" halmballer over en 6 årig periode svarende til ca. 67.000 "dårlige" halmballer årligt. Så mange "dårlige" baller kan der formentligt ikke identificeres i marken. Det kan derfor ikke forventes at der kan opnås fuld udbredelse til de her angivne omkostninger, men man vil kunne nå lang med relativt begrænsede ressourcer. Det kan derfor forventes, at der ved denne prissætning, primært vil vindes udbredelse i områder hvor der produceres halm i umiddelbar nærhed til levende hegn.

3.13 Permanent græs

Et græsareal betegnes som permanent græs, hvis det har ligget med græs i mere end 5 år i træk, også selvom arealet har været jordbearbejdet og er genetableret med nyt græs (Miljø- og Fødevareministeriet, LBST 2019, 2020). Arealet må inden for den 5-årige periode inden det overgår til status af permanent græs godt være anmeldt som alm. slåningsbrak, og arealer med slåningsbrak kan opnå status som permanent græs, hvis de har ligget med græs i mere end 5 år (Miljø- og Fødevareministeriet, LBST 2019, 2020).

Nuværende regler og praksis

Placering: Ingen specifikke krav.

Omfang: Ingen specifikke krav.

Varighed: Arealet skal have ligget med græs i mere end fem på hinanden følgende år.

Anlæg og/eller ændringer, som tiltaget indebærer: På arealet er krav om slåning én gang årligt i perioden 1. juni til og med 25. oktober eller afgræsning, således at mere end 50 % af plantedækket fremstår afgræsset og er under 40 cm højt 25. oktober. Kravet til afgræsningen og slåning gælder hver 100 m², og skal ske på hele arealet, således at hele det støtteberettigede område fremstår afgræsset/slået (Miljø- og

Fødevareministeriet, LBST 2019, 2020). På arealer med permanent græs vil der ved beregning af støtteprocenten blive korrigeret for naturligt forekommende ikke-støtteberettigede elementer som træer, buske og små vådområder. Sammenhængende elementer over 500 m² skal landmanden tegne ud og undlade at søge grundbetaling til (Miljø- og Fødevareministeriet, LBST 2019, 2020).

Arealer med permanent græs må efterfølgende gerne etableres med anden afgrøde, med mindre græsarealet er beliggende på kulstofrig lavbundsjord og dermed har en særlig beskyttelse i form af MSO (miljømæssigt sårbart område), ligger i Natura-2000-område eller er omfattet af Naturbeskyttelseslovens §3. I disse tilfælde må arealet ikke jordbehandles, og der må ikke etableres anden afgrøde på arealet. På MSO arealer må der dog sås nyt græs efter en forudgående let jordbehandling, f.eks. ved strigling, for at vedligeholde græsdekke, men rodnettet på det eksisterende plantedække må ikke ødelægges (Miljø- og Fødevareministeriet, LBST 2019, 2020). Disse vedvarende græsarealer beskrives nærmere i kapitel 3.14.

Effekter på natur og biodiversitet

Arealer med permanent græs indeholder generelt meget få plantearter, typisk omkring fem arter inkl. rød- og hvidkløver. Permanent græs omlægges også i visse tilfælde med få års mellemrum, græs til græs. Selv om aktivitetskravet kun er ét slæt om året ligesom for slåningsbrak, skal arealet ifølge gældende regler slås i perioden 1. juni til 25. oktober. Permanent græs vil dog hyppigt blive slået flere gange i aktivitetsperioden (Dansk Landbrugsrådgivning u.å.), hvilket forringer biodiversitetseffekten yderligere, idet arealet ikke vil være egnet som ynglehabitat for hverken fugle (lærker, viber mm.), harer eller råvildt. Hyppig slåning vil også bevirke, at eventuelle urter ikke kommer til blomstring gennem en stor del af sommeren. Kun hvidkløver blomstrer godt ved 3-4 slæt fordelt jævnt hen over sommeren (Strandberg et al. 2013a). Selvom hvidkløver er en god nektarplante, understøtter den kun et begrænset antal bestøvende insekter (Nichols et al. 2019; Strandberg et al. 2013a). Intensiv sommergræsning har tilsvarende negativ effekt på flere arter og dermed biodiversiteten (Milchunas et al. 1988, 1998).

Der findes frøblandinger på markedet primært til økologiske græsmarker (Naturmælks-blanding), der indeholder flere urter, f.eks. kommen, esparsette, alm. kællingetand, bibernelle og cikorie. Tre til fire slæt gennem sommeren vil også for denne blanding være begrænsende for de gavnlige effekter på biodiversiteten. Såfremt antallet af slæt begrænses til to og der i øvrigt indgår mange blomstrende arter, af betydning af blomsterbesøgende insekter, har Cong et al. (2020) i et eksperimentelt setup dokumenteret at det kan gavne diversiteten af besøgende insekter.

Som anbefalet for slåningsbrak vil det øge biodiversitetseffekterne af permanent græs, hvis slåning og eventuel omlægning til nyt græs ikke bliver gennemført på hele marken samtidig.

Tabel 3.20. Forventede effekter af virkemidlet "Permanent græs" på biodiversiteten. Spændet i værdier for de enkelt organismegrupper afspejler, at der er betydelig forskel mellem effekten af virkemidlet, hvis det implementeres efter gældende praksis, og hvis nedenfor anbefalede praksis i forhold til biodiversitet anvendes. *) jf. afsnit 2.1.2.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier (føde og levesteder)	Insekter og leddyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr
0-2	0-1	0-2*	1-2	0-1	0-1

Boks 13. Anbefaling for implementering af virkemidlet "permanent græs" mht. biodiversitet

I forhold til opnåelse af betydelig effekt på biodiversitet er der primært behov for ændring af slåningspraksis, og hyppighed af omlægning (græs til græs).

Hvis arealet kun slås én gang, helst i oktober (hvis arealet ikke er for vådt og selvom dette tidspunkt passer dårligt med høslæt), eller græsses ekstensivt i sommerperioden, vil arealet kunne give føde og levesteder til både fugle, harer og råvildt. Hvis der desuden benyttes en urterig blanding til udsæd vil arealet også kunne give føde til flere arter af blomstersøgende insekter, selvom diversiteten af bestøverfaunaen vil begrænses af det fortsat relativt lave antal blomsterplanter.

Udsåning af mange arter af betydning for blomsterbesøgende insekter vil desuden kunne øge diversiteten af blomstersøgende insekter, hvis antallet af slæt samtidig reduceres til to.

Opdeling af marken i to eller flere delmarker vil reducere de negative effekter ved slåning og omlægning idet der hele tiden vil være uforstyrrede områder i marken.

Driftsøkonomisk effekt

Økonomien i permanente græsarealer er meget varierende bl.a. fordi begrebet dækker over arealer med meget varierende karakter, fra arealer med en økonomi og en biodiversitetseffekt der ligner marker med omdriftsgræs (4-5 slæt fordelt over hele vækstsæsonen) til en økonomi og biodiversitet der ligner vedvarende græsarealer eller brakarealer. Forskellen på ekstensive permanente græsarealer og brakarealer er at biomassen fjernes fra de permanente græsarealer, men den ikke må fjernes fra de braklagte arealer (biomassen må gerne samles i en bunke på marken, hvilket der dog ikke er noget driftsøkonomisk incitament til). Fjernelsen af biomassen fra disse arealer, kombineret med begrænset gødskning, kan dog være med til at forbedre biodiversiteten, idet det er med til at reducere jordens næringsstofpulje, mens slættet, ligesom afpudsningen af brakmarker, sikrer at areal holdes lysåbent og ikke gror til med træer og buske.

På de ekstensive permanente arealer vil slættet dog medføre en meromkostning i forhold til en afpudsning, i Pedersen (2020) vurderes omkostningerne til mellem 600 og 1.200 kr./ha mere pr. ha end omkostningerne ved en årligt afpudsning. Hvis aktivitetskravet for brakmarker reduceres til en afpudsning hvert andet år ville denne meromkostning være 750 til 1.350 kr./ha. Dette er under forudsætning af et høslæt foretaget i løbet af sommeren, og ikke i oktober som anbefalet. Økonomien i et slæt i oktober er ikke belyst.

På permanente græsarealer der har karakter af omdriftsgræs er der intet tab i forhold til den alternative anvendelse, idet der ikke er nogen bindende begrænsning i muligheden for at omlægge permanente græsarealer til omdrift for den enkelte bedrift. Der gælder visse begrænsninger på nationalt niveau, med

der er ikke umiddelbar sandsynlighed for at disse grænser nås. Når landbrugere har permanent græs anses det derfor som den bedste anvendelse af de pågældende arealer for den enkelte bedrift.

For arealer med afgræsning af permanent græs kan der ligesom ved slæt være meget stor variation i omkostningerne. Arealer, i det indre sædskifte på økologiske malkekvægbedrifter eller konventionelle malkekvægbedrifter der praktiserer afgræsning, kan have status af permanent græs, men have karakter af græs i omdrift. Økonomien i disse arealer anses ikke for ringere end økonomien for alternative afgrøder, idet der er markedsdrevne eller delvist markedsdrevne kompensationer på plads for disse aktiviteter.

For afgræsning af ekstensive arealer er omkostningerne potentielt høje. Pedersen (2020) vurderer således omkostningerne i niveauet 1.800 til 2.600 kr./ha mere end arealer, hvor der alternativt ville have været en 300 kr./ha omkostning til afpudsning af en brakmark. Med et reduceret aktivitetskrav på brakarealer til krav om afpudsning hvert andet år vil meromkostningerne ved afgræsning være 1.950 til 2.750 kr./ha. Jvf. Pedersen (2020) kan omkostningerne til afgræsning i visse tilfælde være højere.

For permanente græsarealer med slæt er de driftsøkonomiske omkostninger vurderet til mellem 0 og 1350 kr./år/ha. Den tilsvarende velfærdsøkonomiske omkostning beregnes ved at gange den driftsøkonomiske omkostning med nettoafgiftsfaktoren på 1,28, hvorved den velfærdsøkonomiske omkostning bliver 0 til 1.728 kr./år/ha.

For permanente græsarealer med afgræsning er de driftsøkonomiske omkostninger vurderet til mellem 0 og 2.750 kr./år/ha. Den tilsvarende velfærdsøkonomiske omkostning beregnes ved at gange den driftsøkonomiske omkostning med nettoafgiftsfaktoren på 1,28, hvorved den velfærdsøkonomiske omkostning bliver 0 til 3.520 kr./år/ha.

3.14 Vedvarende græs, uden omlægning og øvrig afgrødeetablering

Betegnelsen vedvarende græs anvendes af Miljøstyrelsen og Landbrugsstyrelsen udelukkende om græsarealer, der ikke har været omlagt i mindst 5 ½ år, beliggende helt eller delvist i Natura-2000-områder (LBST 2019), samt om græsarealer med en HNV-værdi (High Nature Value) på 5 eller derover. Arealet må ikke jordbehandles, og der må ikke etableres anden afgrøde på arealet.

Til sådanne arealer kan opnås tilskud til pleje (LBST 2019, 2020e).

Nuværende regler og praksis

Her gennemgås de nuværende regler for at kunne opnå tilskud til pleje af græs- og naturarealer (herunder vedvarende græsarealer).

Placering: I en prioriteret rækkefølge gives tilskud til pleje (græsning eller høslæt) på arealer, der opfylder mindst ét af følgende krav: 1) Mindst 50 % af marken er beliggende inden for særligt udpeget Natura2000-område til pleje, 2) marken har en HNV-værdi på 5 eller derover (marker med højere HNV-værdi prioriteres frem for lavere), 3) mindst 50 % af marken er beliggende inden for et Natura2000-område, og mindst 90 % af marken er en gentegning af tilsagn om afgræsning; og/eller 4) mindst 50 % af marken er beliggende indenfor vådområde- eller lavbundsprojekt under Landdistriktsprogrammet (LBST 2019, 2020i).

Omfang: Samlet skal arealet omfatte mindst 2,0 ha vedvarende græs og/eller anden plejekrævende natur, og de enkelte marker skal være mindst 0,3 ha (LBST 2020e).

Varighed: Arealet skal have ligget med græs mindst 5 ½ år forud for støtteperioden, som er 5-årig.

Anlæg og/eller ændringer, som tiltaget indebærer: Arealet er reelt udtaget af dyrkningsarealet, idet der ikke må ske jordbehandling, såning, gødsning eller sprøjtning. Arealet må ikke inddrages til dyrkning af anden afgrøde. Afgræsning skal ske med heste eller drøvtyggere. Græsningstrykket skal afpasses, således at plantedækket opretholdes. Der må ikke tilskudsfodres på arealet, dog må kalve under 6 måneder tilskudsfodres i kalveskjul.

Effekter på natur og biodiversitet

Vedvarende græsarealer kan potentielt rumme en betydelig biodiversitet og andel truede arter. Den ekstensive drift i form af græsning eller høslæt på arealerne er en væsentlig forudsætning for en høj plantediversitet, men landskabsheterogeniteten spiller også en væsentlig rolle for diversitet af både flora og fauna (Strandberg et al. 2013a, Ebeling et al. 2018). Tilgroning eller overgræsning angives hyppigt som væsentlige trusler for opretholdelsen af god naturtilstand (biodiversitet) i den lysåbne habitatnatur (Nygaard et al. 2017, Fredshavn et al. 2019).

Effekten af græsning og/eller slåning på vegetation og insekter afhænger i høj grad af intensiteten af påvirkningen, størrelsen af arealet samt det tidspunkt på året, aktiviteten udføres (Kjær et al. 2020). Flere undersøgelser samt et nyligt gennemført review (van Klink et al. 2015) konkluderer samstemmende, at store græssende dyr kun øger diversiteten af leddyr, hvis det fører til en øget heterogenitet såvel strukturelt som floristisk, og at der er en negativ sammenhæng mellem græsningstryk og leddyrdiversitet (van Klink et al. 2015, 2018). Dyrelort udgør en ressource for en lang række insekter, især biller og fluer, og ca. 450 danske arter anses for at være tilknyttet dette næringsrige substrat i løbet af deres livscyklus (Kjær et al. 2020). Mange husdyr behandles regelmæssigt med anti-parasitmidler (ormemidler). Da midlerne er særdeles giftige over for insekter, reduceres den gavnlige effekt af dyrelort markant (se Kjær et al. 2020 for sammenfatning). Ekstensiv græsning uden tilskudsfodring anses generelt for at resultere i flere og mere forskelligartede ressourcer (føde og levesteder) til gavn for insektlivet (van Klink et al. 2018). Flere studier har dokumenteret, at plantehøjde sammen med plantediversitet er vigtige faktorer, som i høj grad bidrager til insektdiversitet (Kreuss & Tschardt 2002, Sjödin et al. 2008, van Klink et al. 2015, van Noordwijk et al. 2012). Plantehøjde er dog ikke nødvendigvis en god indikator for tilstedeværelsen af egnede blomster for blomsterbesøgende insekter som f.eks. bier, sommerfugle og svirrefluer. Tætheden af sommerfug-

lelarver er korreleret med plantehøjden medens tætheden og artsrigdommen af humlebier og sommerfugle bestemmes af tætheden af blomster og tilgængeligheden af nektarressourcer (Davidson et al. 2020, Potts et al. 2009).

Den øgede forekomst af ekskrementer og, i det omfang at døde dyr ikke fjernes, ådsler vil ved en naturlig tæthed af store dyr have en positiv effekt på fødegrundlaget for insektædende fugle (Prins and van Oeveren 2014, Moreno-Opo & Margalida 2013, Söderström et al. 2001). Særligt arter som er afhængige af store insekter, hvoraf mange er rødlistede som nationale ynglefugle, forventes at ville respondere positivt (f.eks. stor og rødrygget tornskade, hvid stork og kirkeugle), og derved tilgodeses en gruppe af fugle, som længe har været i kraftig tilbagegang (Fløjgaard et al. in prep.). Generelt forventes flest positive effekter for fugle, der søger føde på jorden og foretrækker en mere lysåben vegetation, mens antallet af levesteder for arter, der yngler i høj og tæt urtevegetation, kan forventes at falde. Blandt 'vinderne' vil være arter som stær og stenpikker, mens f.eks. engsnarre, bynkefugl og kærsanger forventes at være 'tabere' (Fløjgaard et al. in prep.).

Tabel 3.21. Forventede effekter af virkemidlet "Pleje af vedvarende græsarealer" på biodiversiteten. Spændet i værdier for de enkelt organismegrupper afspejler, at der er betydelig forskel mellem effekten af virkemidlet især betinget af græsningstryk, tidspunkt på året (rotationsgræsning vs. helårsgræsning) samt heterogeniteten af landskabet. *) jf. afsnit 2.1.2.

Jordbunds-fauna	Vilde plan-ter	Vilde bier (føde og levesteder)	Insekter og leddyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr
0-3	0-3	0-2*	1-3	0-2	0-2

Boks 14. Anbefaling for implementering af virkemidlet "vedvarende græs" mht. biodiversitet

I forhold til opnåelse af betydelig effekt på biodiversitet er der primært behov for en regulering af græsningstrykket, således at overgræsning såvel som tilgroning undgås.

Brug af anti-parasitmidler til græssende dyr bør begrænses til brug ved sygdomstegn

Driftsøkonomisk effekt

Se ovenstående afsnit om permanent græs, idet vedvarende græs har omkostninger på niveau med de ekstensive permanente græsarealer.

3.15 Levende hegn, vildtremiser, krat, småskove og andre småbeplantninger

Dette afsnit omhandler levende hegn, vildtremiser, krat, småskove og andre småbeplantninger, som kan etableres på dyrkningsfladen. De forskellige virkemidler har forskelligt sigte, men er alligevel ret ens i deres anlæg og i effekten på biodiversiteten, hvorfor de her behandles samlet.

Nuværende regler og praksis

Bortset fra vildtremiser er der så vidt vides pt. ingen gældende tilskudsordninger, men så sent som i 2019 blev der ydet tilskud til levende hegn og andre småbeplantninger. Den her beskrevne praksis refererer til reglerne beskrevet i Miljøstyrelsen (2019).

Placering: De forskellige typer småbeplantninger kan placeres på landbrugs- eller naturarealer på egen matrikel. Beplantningerne må ikke placeres på beskyttede naturarealer, f.eks. § 3-beskyttet natur og habitattatur.

Omfang: Mindstearealet for tilskud til individuelle projekter var i 2019 0,5 ha, og for kollektive projekter 3 ha. Læhegn anlægges som sammenhængende beplantninger af buske og træer i en bredde af 3-7 planterækker. Eksisterende hegn kan udvides med 1-6 planterækker, så hegnet maksimalt bliver op til 7 planterækker i alt. Småbeplantninger anlægges som sammenhængende beplantninger af buske og træer i en bredde af mere end 7 planterækker og med et areal på maksimalt 0,5 ha inklusiv eventuelt eksisterende beplantninger.

Varighed: Min. 5 år.

Anlæg og/eller ændringer, som tiltaget indebærer: Der skal plantes mindst 4000 planter/ha og anvendes plantearter, som fremgår af bilag 1 i Miljøstyrelsen (2019). Der kan dog undtagelsesvis godkendes andre arter, hvis de er hjemmehørende, egnsspecifikke og har en særlig biologisk, historisk eller kulturel betydning. Der skal i hver beplantning anvendes mindst 75 procent buske, og yderste planterække skal udelukkende bestå af buske. Mindst 50 procent af de anvendte plantearter skal være til gavn for bier og andre bestøvere. Der skal anvendes plantemateriale, der stammer fra frøkilder i Danmark eller dansk nærområde. Beplantningerne skal anlægges mindst 15 meter fra have og beboelse og mindst 30 meter til beskyttede naturområder, inkl. beskyttede vandløb. Beplantningerne etableres og renholdes (min. 3 år) uden pesticider. Bortset fra vildtremiser og småskove må beplantningerne ikke få karakter af skov.

Vildtremiser kan have en vilkårlig størrelse. Ved etablering af vildtremiser kan der ydes tilskud til arter fra en udstukket liste, som indeholder 39 hovedsageligt hjemmehørende arter, hvoraf mange vil give blomster, som kan udnyttes af bestøvende insekter (Naturstyrelsen 2020a). Remisen kræver løbende vedligehold, så især den nedre del af remisen bestående af buske og stævnede træer holdes tæt for at sikre dækning og læ for vildtet (Danmarks Jægerforbund 2020). En beplantning med træer og buske på mere end 0,5 ha og over 20 meters bredde betragtes lovgivningsmæssigt som skov i Danmark uanset hensigten med beplantningen (Landbrugsstyrelsen 2018).

Effekter på natur og biodiversitet

Selv nyplantede læhegn bidrager til den strukturelle diversitet i agerlandet, til gavn for fugle og insekter. Udviklingen i antallet af plantearter i hegnes fodpose sker imidlertid over flere årtier (f.eks. Litza & Diekmann 2019, Andersen et al. 2014), hvilket også medfører, at hegnes værdi for andre organismegrupper (fugle, insekter, pattedyr) stiger. Dermed øges læhegnstræernes bidrag til biodiversiteten også med alderen, ligesom for træer i skov (Ejrnæs & Nygaard 2011, Kraus et al. 2016).

Hegn af en vis alder tilbyder blomster til bestøvende insekter i fodposen, og hvis der er blomstrende buske og træer i selve hegnet, vil det også være til gavn for bestøverne. Hvis hegnet påvirkes af pesticider, vil antallet af blomster dog være nedsat (Bruus et al. 2008, Strandberg et al. 2019).

Sammenlignet med jord i omdrift vil læhegn være en fordel for jordbundsfaunaen pga. fraværet af forstyrrelse og tilførslen af dødt organisk materiale.

Idet den biodiversitetsmæssige værdi af læhegn i høj grad afhænger af alderen, er det væsentligt, at eksisterende læhegn så vidt muligt bevares, selvom nogle gamle læhegn er smalle og kun indeholder få træarter. Et bredere læhegn vil med tiden give større strukturel diversitet i form af en skovagtig habitat med "skovbryn" på begge sider. I det hele taget kan hegn variere meget i sammensætningen af buske og træer, og en mangfoldig blanding af buske og træer vil alt andet lige give skjul, redesteder og føde til en bredere fauna. Resultaterne fra en newzealandsk specialerapport (Schmidlin 2018) tyder på, at hjemmehørende plantearter kan være med til at øge diversiteten af bestøvere og dermed sikre bestøvningen af afgrøder.

Krat kan betragtes som en form af korte, brede læhegn, ofte med et stort indslag af buske. Derfor gælder i høj grad samme betragtninger mht. effekter på biodiversiteten. Ligesom læhegn vil krat med tiden få en større biodiversitetsmæssig værdi, dog uden samme potentiale for dødt ved, og man bør derfor tilskynde til bevaring af eksisterende krat.

Skov, herunder vildtremiser, småskove og lunde, der er rejst på agerland, vil i meget lang tid være præget af dette, fordi jorden er beriget med næringsstoffer, har et lavere kulstofindhold og en frøbank, der ikke er typisk for skov (Schmidt et al. 2008). Ophøret af jordbearbejdning vil dog med det samme give bedre betingelser for jordfauna og andre insekter og leddyr samt give levesteder for fugle og pattedyr. Vi forventer, at småskove som regel får lov at udvikle sig naturligt, hvilket betyder, at man, når der efter mange årtier kommer store og aldrende træer, kan forvente en mangfoldighed af levesteder for såvel insekter og leddyr som planter, svampe, fugle og pattedyr. Den største effekt opnås, hvis skoven får lov at henligge som urørt skov, idet mange mikrohabitat og organismer er knyttet til dødt eller døende ved (Ejrnæs & Nygaard 2011b, Kraus et al. 2016).

Da udviklingen af biodiversitet i skov tager meget lang tid, vil bevaring af eksisterende småskove have langt større værdi end etablering af nye småskove. Dette bør der tages hensyn til i måden, hvorpå tilskudsordningerne skrues sammen og administreres.

Tabel 3.22. Forventede effekter af virkemidlet "Levende hegn, vildtremiser, krat, småskove og andre småbeplantninger" på natur og biodiversitet. Spændet i værdier for de enkelt organismegrupper afspejler, at etableringen af skovagtige habitater tager lang tid (flere årtier), at driftsformen har stor indflydelse på effekterne, og at der er betydelig forskel mellem effekten af virkemidlet, hvis det implementeres efter gældende praksis, og hvis nedenfor anbefalede praksis i forhold til biodiversitet anvendes. *) jf. afsnit 2.1.2.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier (føde og levesteder)	Insekter og led-dyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr
1-3	1-3	1-3*	1-3	1-3	1-3

Boks 15. Anbefaling for implementering af virkemidlet "Levende hegn, vildtremiser, krat, småskove og andre småbeplantninger" mht. biodiversitet

Da biodiversitetseffekterne i høj grad afhænger af beplantningernes alder, forslår vi et længere fastholdelseskrav, gerne på 25 år*.

Desuden anbefales det så vidt muligt at anlægge småbeplantninger og hegn i nærheden af andre bevoksninger for at sikre en rekruttering af arter, ligesom en alsidig artssammensætning af de udplantede buske og træer er vigtig og derfor bør sikres vha. regler, som meget gerne skal omfatte blomstrende arter og primært omfatte hjemmehørende arter.

Den nuværende liste over tilskudsarter for vildtremiser bør fastholdes, med tilføjelse af et krav om, at der plantes en blanding af mindst 10 arter. For at fremme en skovpræget urteflora kan vildtremisen med fordel placeres i nærheden af anden beplantning/skov.

Desuden bør plejen begrænses til et minimum af hensyn til den naturlige udvikling af floraen og de dertil knyttede arter.

Da det er vigtigt at undgå pesticidpåvirkning, vil en kombination med bufferzoner uden anvendelse af sprøjtemidler og gødning øge værdien af virkemidlet.

**Se dog overvejelserne vedr. dilemmaet mellem bevaring og incitament til etablering i afsnit 6.3.*

Driftsøkonomisk effekt

Omkostningen til levende hegn (krat og småskove) afhænger af, om de anlægges på jord, som alternativt ville kunne tages i omdrift. Såfremt det anlægges på omdriftsjord, vil den årlige omkostning stige med 2.083 kr./ha. (se afsnit 2.2).

Anlægs- og plejeomkostningen til levende hegn eller læhegn er dybdegående dokumenteret i Lundhede og Thorsen (2017), som har opstillet en omkostningsmodel for en række forskellige typer læhegn. De baserer deres model på realiserede projekter fra mere end 100 km plantet læhegn fra mere end 10 store danske grønne entreprenører. Nedenfor vises et eksempel på, hvordan et læhegn kunne designes, og der må forventes en del variation som følge af planteafstanden og -antallet. Dette eksempel bruges imidlertid også i Lundhede & Jacobsen (Upubliceret) og er inden for rammerne af tidligere tilskudsordning. Den primære forskel på omkostningen fra Lundhede og Thorsen (2017) og Lundhede og Jacobsen (Upubliceret) er en korrektion af omkostningen til jordbearbejdning og en overvejelse om rydning af arealet.

Tabel 3.23. Omkostningen ved at plante læhegn med 4.000 planter med 0,5 meters afstand (Lundhede & Jacobsen, Upubliceret).

	Kr./ha
Jordforberedelse	-745
Harvning	-258
Rydning af området	-14.804
Omk. til planter	-18.435
Plantning	-12.847
Renhold 1. år	-28.813
Renhold 2. år	-23.904
Renhold 3. år	-14.619
Genplantning	-6.174
Sum med rydning	-120.597
Sum uden rydning	-105.794
Annuitet med rydning (3)*	-4.824
Annuitet uden rydning (3)*	-4.232

*Se afsnit 2.2 om beregning af årlige omkostninger.

Hvis læhegnet anlægges uden for dyrkningsfladen vil der ikke optræde en alternativomkostning (1+2), men en omkostning til rydning af arealet (se tabel 3.23). Derfor vil den årlige omkostning per hektar for læhegn uden for dyrkningsfladen være -4.824 kr. hvilket er både (3) og (4) (Tabel 3.24). På dyrkningsfladen vil der ikke være en rydningsomkostning, men en alternativomkostning og derfor en årlig omkostning per hektar på -6.315 (4.232 +2.083) (4). Bemærk at det forudsættes at læhegnet ikke skal plejes, genplantes og er overladt til naturlig dynamik, og der er ikke taget hensyn til f.eks. beskæringer, udtynding af ammetræer osv.

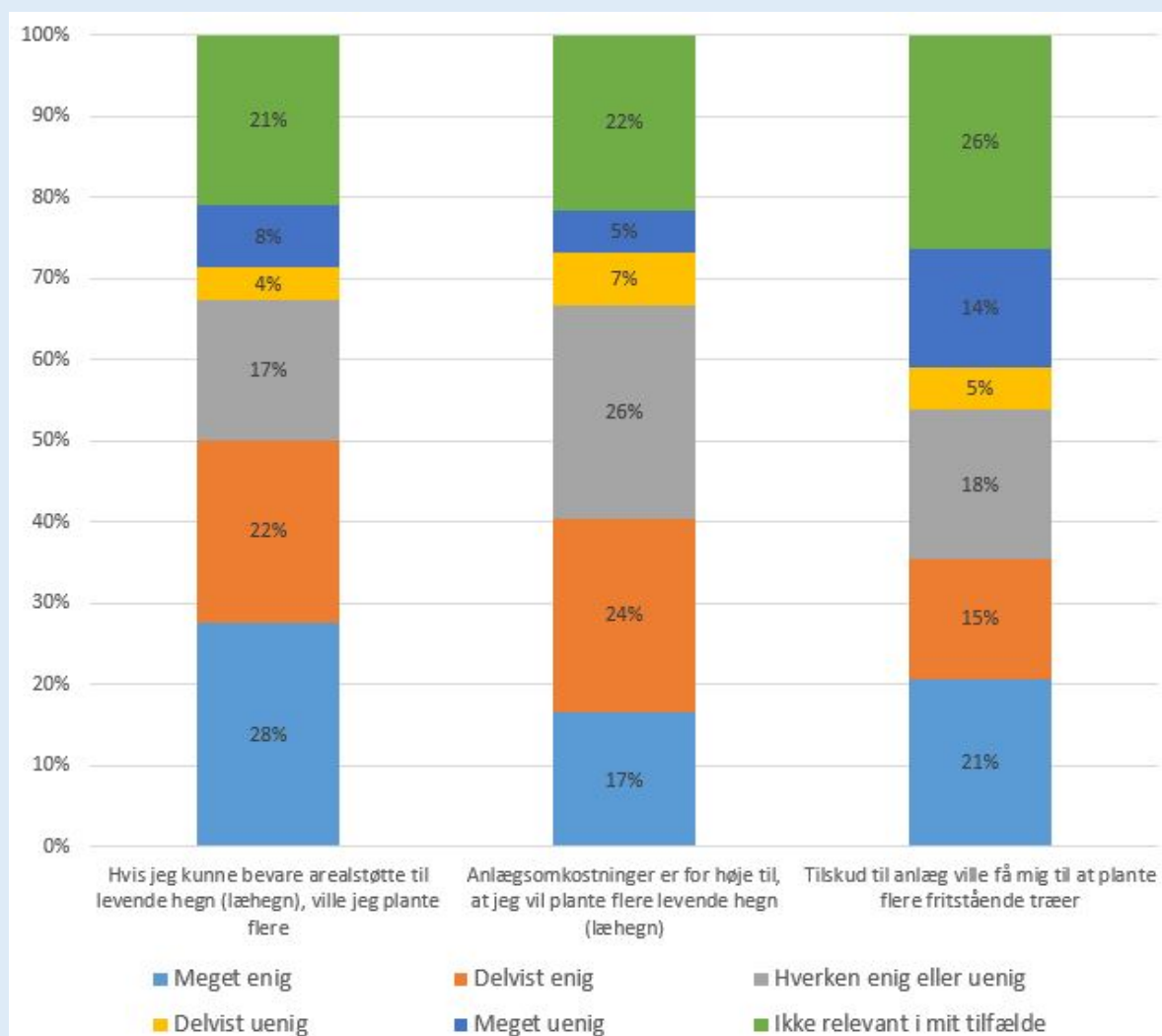
Tabel 3.24. Omkostninger for læhegn på jord udenfor eller i landbrugsdrift. Kr./ha.

Læhegn udenfor landbrugsdrift				
År	Jordrente (1)	Harmoniareal (2)	Anlægs- og driftsomkostning (annuitet) (3)	Årlig omkostning (4)
1	0	0	-4.824	-4.824
Læhegn på jord i landbrugsdrift				
År	Jordrente (1)	Harmoniareal (2)	Anlægs- og driftsomkostning (annuitet) (3)	Årlig omkostning (4)
1	-1.883	-200	-4.232	-6.315

For læhegn og øvrige mindre beplantninger er de driftsøkonomiske omkostninger vurderet til mellem -4.824 og -6.315 kr./år/ha, afhængig af om de anlægges på omdriftsjord eller ej. Den tilsvarende velfærdsøkonomiske omkostning beregnes ved at gange den driftsøkonomiske omkostning med nettoafgiftsfaktoren på 1,28, hvorved den velfærdsøkonomiske omkostning bliver hhv. -6.175 og 8.083 kr./år/ha.

Landbrugernes holdning til fritstående træer og levende hegn

Fritstående træer og levende hegn er to måder, hvorpå træer kan være tilstede i det åbne landskab. Hvor fritstående træer er punkter på markfladen, er levende hegn linjer i landskabet. Denne forskel viser sig i landbrugernes opfattelse af, hvorvidt de to henholdsvis fritstående træer og levende hegn er besværlige for markdriften. 63 % af landbrugerne finder fritstående træer besværlige for markdriften, mens det for levende hegn kun gælder for 35 % af landbrugerne. Der er dog stor variation blandt de forskellige driftstyper, hvor landbrugere med meget græsning i mindre grad oplever besvær ved fritstående træer og levende hegn i markdriften. Dette ses også ved, at 68 % af landbrugerne hellere vil plante fritstående træer på arealer med permanent græs end på omdriftsarealer. Tilskud og støtte dertil vil i nogen grad kunne øge mængden af levende hegn og fritstående træer, men bevarelse af arealstøtte er vigtigere for landbrugerne (se nedenstående figur).



Figur 3.8. Fritstående træer og levende hegn (resultater fra spørgeskemaundersøgelsen).

3.16 Permanent udtagning af landbrugsarealer

Arealet med småbiotoper er faldet drastisk med den intensiverede landbrugsdrift. Dermed er mange græslandsplantearter blevet sjældne og med dem mange insektarter (Ejrnæs et al. 2011c).

En oplagt måde at øge biodiversiteten og skabe flere småbiotoper i agerlandet er fuldstændigt at udtage landbrugsjord af omdrift. Der fokuseres i Danmark pt. primært på udtagning af lavbundsjorder, men også udtagning af andre arealer vil kunne skabe ekstra biodiversitet. Ikke mindst mere udtagning af arealer med mager, tør jord ville være ønskelig, idet sådanne arealer giver en helt anden og ofte mere artsrig flora end de fugtige, organiske lavbundsjorder. Den diverse flora samt den tørre, varme jordbund giver muligheder for en rig fauna, heriblandt en del truede insektarter (Kjær et al. 2020).

Der er i øjeblikket statslig støtte til projekter, der handler om udtagning af lavbundsjorder. Tørre jorder kunne tidligere braklægges, men der mangler pt. et virkemiddel for udtagning af tørre arealer. Formålet med naturprojekter på kulstofrige lavbundsjorder (lavbundsprojekter) er at nedbringe udledningen af kvælstof og CO₂ fra landbruget til henholdsvis vandmiljøet og atmosfæren ved ekstensivering af drift af landbrugsarealer på kulstofrige lavbundsjorder (LBST 2020f). Projekterne er samtidig til gavn for naturen, fordi der bliver skabt flere og bedre sammenhængende naturarealer, og fordi biodiversiteten får mere plads. Lavbundsprojekter skal være placeret på kulstofrige lavbundsjorder. Projekterne skal som udgangspunkt også placeres i hoved- og kystvandoplande med et kvælstofreduktionsbehov, og/eller i direkte tilknytning til et Natura 2000-område. Lavbundsprojekter kan også placeres i hoved- og kystvandoplande uden et kvælstofreduktionsbehov, hvis projektet bidrager med en reduktion af mængden af CO₂-ækvivalenter med mindst 13 tons pr. ha pr. år (LBST 2020f).

Effekter på natur og biodiversitet

Virkemidlet rummer umiddelbart et betydeligt natur- og biodiversitetspotentiale, idet landbrugsdriften ophører, og da der er tale om udtagning, forventes ikke omlægning til anden driftsform, f.eks. skovdrift (Eriksen et al. 2020). Ophør af dyrkning vil som hovedregel føre til en flerårig flora, formentlig domineret af græsser og næringskrævende stauder, idet tidligere landbrugsjord vil være næringsrig i mange år efter ophør af gødskning (Walker et al. 2004, Ejrnæs & Nygaard 2011). Dette vil dog i de fleste tilfælde være et fremskridt i forhold til mark i omdrift, i lighed med effekten af braklægning (Fredshavn & Strandberg 2013). En mere artsrig flora kan evt. hjælpes på vej ved assisteret spredning fra nærliggende naturarealer (se afsnit 3.17).

Fraværet af jordbearbejdning og etablering af et permanent plantedække vil gavne jordfaunaen og skabe nye levesteder for overfladeaktive insekter og leddyr (Briones & Schmidt 2017, Holland & Reynolds 2003, Thorbek & Bilde 2004).

Fremvæksten af vilde planter vil give lidt mere føde til de bestøvende insekter samt give føde og levesteder til agerlandets fugle og pattedyr. Tilsvarende vil produktionen af frø gavne frøspisende insekter, fugle og pattedyr (Ejrnæs et al. 2014). Også bier, der har rede i jorden, vil have gavn af udtagningen.

Hvilke plantearter, der indvandrer og etablerer sig afhænger i høj grad af jordens indhold af næringsstoffer (f.eks. Isbell et al. 2013). Potentialet for en varieret og artsrig flora og et rigt insektliv er desuden større, hvis arealet grænser op til artsrige biotoper (Fagan et al. 2008). Da virkemidlet ikke umiddelbart inkluderer andre tiltag til mindskning af jordens næringsstofniveau såsom fjernelse af overjord eller biomasse, vil en berigelse af floraen og de afledte effekter på insekter og andre dyr kun ske langsomt, og det vil tage mange år (årtier), før der opnås en høj artsdiversitet, men ophøret af dyrkning vil med det samme give øget strukturel diversitet (Isbell et al. 2013, Fagan et al. 2008, Pywell et al. 2007).

Hvis der opstilles en særlig målsætning for det udtagne areal kan pleje af arealet være nødvendig f.eks. for at hindre at arealerne gror til f.eks. i kraftigt voksende stauder, da landbrugsjord ofte vil have et højt indhold af næringsstoffer. Hvilken plejemetode, der vil være mest velegnet afhænger af såvel tilstand som målsætningen for arealet.



Foto 3. Tilstedeværelse af permanent braklagte arealer er af afgørende betydning for bomlærken, der udelukkende lever i agerlandet. Den danske ynglebestand af bomlærke gik kraftigt tilbage med opdyrkningen af brakarealerne i 2007. Foto: Beate Strandberg.

Tabel 3.25. Oversigt over forventede effekter af virkemidlet "Permanent udtagning af landbrugsjord" på forskellige grupper af organismer. Variationen i scoren afspejler, at den positive effekt på biodiversiteten vil afhænge af jordens næringsstofniveau, og for de fleste landbrugsjorder først opnås efter lang tid (årtier). Bedste effekt fås ved at følge anbefalingerne beskrevet nedenfor. *) jf. afsnit 2.1.2.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier (føde og levesteder)	Insekter og leddyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr
2-3	1-3	1-3*	1-3	1-3	1-3

Boks 16. Anbefalet implementering af virkemidlet "Permanent udtagning af landbrugsjord" mht. biodiversitet

Lovgivning og tilskudsordninger, der fremmer udtagning af ukurante landbrugsarealer ikke bare på lavbundsjord, men også på tør, sandet jord / tørre bakketoppe, vil være et vigtigt redskab til at skabe flere værdifulde småbiotoper.

Det skal være nemt for landmanden at opgive et svært tilgængeligt hjørne, en våd plet eller en tør, sandet bakketop. Det bør sikres, at udtagningen bliver permanent eller så langvarig som muligt.*

Arealer i nærheden af naturlige eller semi-naturlige habitater vil hurtigst opnå en forbedret biodiversitet

**Se overvejelserne vedr. dilemmaet mellem bevaring og incitament til etablering i afsnit 7.1.*

Driftsøkonomisk effekt

Økonomien forbundet med permanente arealer er primært relateret alternativomkostningen på arealet på 1.883 kr./ha for dyrkningen og 200 kr./ha for evt. harmoniareal, i alt 2.083 kr./ha. Disse omkostninger er naturligvis udtryk for gennemsnitlige omkostninger for dyrkningsarealer. De arealer, der faktisk vil blive permanent udtaget gennem frivillige processer, vil givetvis være arealer med lavere alternativ omkostninger. Det forudsættes, at der ikke er etablerings- eller plejeomkostninger for disse arealer. Der er altså tale om arealer uden landbrugsaktivitet og hvor naturen får lov til at gå sin gang, dog kan der forekomme forstyrrelser i form af landbrugsrelateret trafik.

Givet at der er tale om permanente udtagninger af arealerne, vil der være et ekstra element af variation i omkostningerne på tværs af bedrifterne i form af variation den relevante diskonteringsrente for permanente betalingsstrømme.

I denne rapport anvendes der generelt en 4 pct. real diskonteringsrente, hvilket svarer til en nutidsværdi af en uendelig pengestrøm på 52.075 kr./ha. Ofte anvendes der dog også en real diskonteringsrente på 2 pct., hvilket svarer til en nutidsværdi på 104.150 kr./ha.

Hvis man følger Finansministeriets vejledende kalkulationsrente (Finansministeriet, 2018) i forbindelse med samfundsøkonomiske analyser meget nøje, siger anbefalingen, at pengestrømme, der falder mellem år 1 og år 35, bør tilbagediskonteres med 4 pct., pengestrømme, der falder mellem år 36 og år 70, bør tilbagediskonteres med 3 pct. og pengestrømme, der falder efter år 70, bør tilbagediskonteres med 2 pct. For en konstant permanent betalingsrække svarer dette til en real diskonteringsrente på 2.58 pct. Med denne rente vil nutidsværdien af 2.083 kr./ha i en permanent årlig pengestrøm være 80.825 kr./ha.

I realiteten vil der være stor variation mellem de enkelte landbrugeres diskonteringsrenter, og omkostningerne ved permanente udtagninger vil derfor variere i en ekstra dimension. Hvis permanente udtagninger i denne kategori beskyttes, sådan at landbrugeren ikke har nogen fortrydelsesret med hensyn til at opgive landbrugsaktiviteten, vil de medføre en yderligere omkostning for landmanden, som ikke blot opgiver en for tiden eller permanent driftsøkonomi på det jævne, men også muligheden for (optionen på) at dyrke jorden i en fremtid med andre driftsøkonomiske forudsætninger. Muligheder er værdifulde også selv om de sandsynligvis aldrig udnyttes. Beskyttelse vil medføre en yderligere omkostning for den enkelte landbruger, i og med at muligheden (optionen) mistes. Dette betyder, at landbrugere vil være mindre tilbøjelige til at vælge dette virkemiddel frem for f.eks. slåningsbrak, selvom der ved slåningsbrak er en årlig omkostning til landbrugsaktivitet. På arealer, hvor der i fremtiden vælges slåningsbrak frem for "øvrige permanente udtagninger", vil man kunne sige, at værdien af optionen på genopdyrkning er mere værd end omkostningerne ved kravet om landbrugsaktivitet, hvis arealer med "øvrige permanente udtagninger" beskyttes. Dette er et paradoks, fordi det formentlig har en højere biodiversitetsmæssig værdi at lade arealerne gro til, end at de holder en naturmæssig status som slåningsbrak. Beskyttelsen kan være det, der gør, at det mere værdifulde virkemiddel ikke vil blive anvendt, og at der bliver spildt samfundsøkonomiske ressourcer på at lave landbrugsaktivitet på arealer, hvor denne aktivitet ville være sparet, hvis der ikke var en beskyttelse.

For arealer med øvrige permanente udtagninger er de driftsøkonomiske omkostninger vurderet til (op til) 2.083 kr./år/ha. Den tilsvarende velfærdsøkonomiske omkostning beregnes ved at gange den driftsøkonomiske omkostning med nettoafgiftsfaktoren på 1,28, hvorved den velfærdsøkonomiske omkostning bliver 2.666 kr./år/ha.

3.17 Assisteret spredning af frø og andet materiale fra eksisterende naturarealer

Ved assisteret spredning forstås den proces, hvor vi hjælper arter til at sprede sig til områder, hvor man ønsker dem etableret. Der er altså ikke tale om re-introduktion af en regionalt uddød art, men om at hjælpe lokalt forsvundne eller sjældne arter til at spredes til nye habitater og etablere sig.

Udsætningen af frøer og padder, bl.a. klokke- og løvfrø og strandtudse, i nyetablerede vandhul, som det er sket i flere kommuner i Danmark, er et klassisk eksempel på assisteret spredning.

Da danske frøer og padder er fredede, kræver sådan assisteret spredning dispensation fra artsfredningsbekendtgørelsen. Alle vilde pattedyr og fugle er ligeledes fredede, med mindre der i jagtloven er givet tilladelse til at jage dem, eller arten er omfattet af vildtskadebekendtgørelsen. Desuden er alle orkideer og flere andre plantearter samt 13 arter af insekter også fredede. Hos Miljøstyrelsen (2020) kan man finde en oversigt over fredede danske arter.

Assisteret spredning bliver i dag også anvendt i en del naturgenopretninger, samt hvor man vil skabe erstatningsnatur, og det er hyppigt planter, der på denne måde spredes. Assisteret spredning af planter

kan også være en oplagt måde at 'hjælpe naturen på vej' i agerlandet i stedet for f.eks. at udså kulturgræsser på slåningsbrak eller diverse frøblandinger i blomster- og bestøverbrak eller vildtstriber (græs- og blomsterstriber).

Den væsentligste grund til at anvende assisteret spredning i forbindelse med virkemidler i agerlandet er, at frøbanken i landbrugsjord er artsfattig og typisk udelukkende rummer frø af arter, der er tilpasset dyrkningsbetingelserne (ukrudtsarter). Andreasen m.fl. har dokumenteret dette for frøbanken i danske landbrugsjorde (f.eks. Andreasen & Streibig 2011). Få plantefrø har en længere levetid i jorden end fem år. Almindelig landbrugsjord indeholder således sjældent de såkaldte 'sjældne ukrudtsarter' som f.eks. klinte, ager-rødtop, vild hør m.fl., dvs. plantearter tilpasset tidligere tiders mere ekstensive landbrugsdrift med relativt næringsfattig jord og fravær af pesticider og andre hjælpestoffer (Lang et al. 2018), og slet ikke plantearter fra f.eks. overdrev eller eng (Brown 1998, Lang et al. 2018, Török et al. 2018). Den forarmede frøbank og de hyppigt lange afstande til egnede spredningskilder er væsentlige flaskehalse i forhold til udviklingen af en naturlig flora i agerlandet (Eriksson 1993, Zobel 1997, Pywell et al. 2002).

De vilde arters spredning kan primært assisteres ved tre metoder: høst frø og udsåning, høst og udspreddning af hø, der indeholder modne frø, eller flytning af plantetørv. Endelig nævner Nygaard et al. (2018) også facilitering af den naturlige spredning af frø til nyetableret natur med græssende dyr ved samgræsning mellem eksisterende naturarealer og de nyetablerede områder som en mulighed. Alle metoder har deres begrænsninger og kan være relativt tids- og derfor omkostningsfulde. Den metode, der umiddelbart er mest velegnet i forbindelse med virkemidler i agerlandet, er nok høst og spredning af hø.

Uanset spredningsmetoden er donorarealet væsentligt, og for at undgå flora- og faunaforurening kan det udelukkende anbefales at benytte frø, hø eller tørv fra arealer i nærområdet. For at minimere forstyrrelsen af donorhabitatet skal fjernelsen af materiale ske så skånsomt som muligt.

Se desuden nedenstående om assisteret spredning ifm. skovrejsning (kapitel 5.8).

4 Bevaring og pleje af eksisterende biotoper

Af Marianne Bruus, Rasmus Ejrnæs, Beate Strandberg (Institut for Bioscience), samt Gustav Marquard Callesen, Michael Friis Pedersen og Jesper Sølvér Schou (Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi).

Som beskrevet for mange af virkemidlerne i Kapitel 3 og Kapitel 5 tager udvikling af natur og biodiversitet som oftest lang tid, ofte flere årtier og for gamle naturenge, græsland, moser, skove og fritstående træer endnu længere tid. Det er derfor yderst vigtigt, at regler og tilskudsordninger for biodiversitetsvirkemidler understøtter bevaring af eksisterende naturarealer og værdifulde småbiotoper. Det er samtidig arterne fra de eksisterende naturarealer, som skal kolonisere nye naturarealer for at de kan få en mærkbar biodiversitetseffekt.

Samtidig skal der åbnes mulighed for at skabe nye vedvarende biotoper. Dels er der brug for erstatning af de biotoper, der forsvinder pga. degenerering, og dels skal der flere naturarealer til, hvis biodiversiteten skal forbedres i en grad, så flere truede arter tilgodeses (jf. afsnit 2.1.1). Til det sidste kan føjes Danmarks internationale forpligtelser i forbindelse med Biodiversitetskonventionens 20 delmål (<https://mst.dk/natur-vand/natur/biodiversitet/hvordan-bevarer-vi-biodiversiteten/globalt-2020-maal/20-delmaal-for-biodiversitet/>), herunder at ”mindst 17 % af landarealet inkl. ferskvandsområder samt 10 % af havarealet og kystområderne, især områder som er særligt vigtige for biologisk mangfoldighed og økosystemtjenester, beskyttet gennem effektivt og ligeligt forvaltede, økologisk repræsentative og velforbundne systemer af beskyttede områder og andre effektive områdebaserede foranstaltninger”.

På mange landbrugsejendomme er hovedparten af de arter som bidrager til biodiversiteten i Danmark koncentreret på levesteder i permanente naturområder med eng, mose, græsland, hede, strandeng, krat og skov. Det er derfor afgørende vigtigt, at de beskyttes mod de vigtigste trusler, som kan opsummeres som:

- 1) Dræning, 2) Hugst af gamle træer og gamle krat. 3) Ophørt græsning
- 4) Næringsbelastning, 5) Hård sommergræsning eller maskinslåning.

Dræning af vådområder medfører et tab af moser og enge og de særlige arter som er knyttet til disse. Særligt mange sårbare arter findes knyttet til næringsfattige moser og enge med udstrømmende grundvand (Andersen et al. 2015). Hugst af gamle træer og krat til tømmer eller biomasse medfører tab af levesteder for de mange dyr, svampe, mosser og laver, som er knyttet til buske og træer samt til dødt ved (Højgaard Petersen et al. 2016). Ophørt græsning medfører en tilgroning af lysåbne naturtyper og et tab af arter som er lyskrævende, særligt blomsterrige urtesamfund og tilknyttede insekter (Hautier et al. 2009). Ophørt græsning kan også medføre tab af biodiversitet i skove, som følge af en tilgroning af skovlysningsnerne og en opvækst af skyggetræer. Næringsbelastning medfører typisk dominans af hurtigt voksende urter samt en hurtigere tilgroning og dermed et tab af nøjsomhedsplanter, mosser og laver og alle de insekter og svampe som er knyttet til næringsfattige levesteder. Naturplejen kan også blive for hård: Hvis dyrene sendes ud i naturen i sommermånedene og græsser plantevæksten helt ned, så er der ikke noget

at leve af for bestøvende og planteædende insekter såsom vilde bier, svirrefluer og sommerfuglelarver. Tilsvarende kan maskinslåning af gamle naturområder medføre tab af variation i form af spredte buske og træer, knolde og lavninger samt myretuer – alt sammen strukturer som medvirker til at skabe variation og levesteder for truede arter.

Biodiversiteten og forvaltningen af de beskyttede naturtyper og skovene er behandlet grundigt i andre sammenhænge (f.eks. Ejrnæs et al. 2019, Nygaard et al. 2017, Moesgaard et al. 2019, Fredshavn et al. 2019, Schmidt et al. 2020). I dette kapitel har vi derfor fokuseret på at beskrive og beregne økonomi på en række småbiotoper. Vi har dog gennemgået hede, som eksempel på en naturtype med begrænset landbrugsmæssig interesse, og behandlet økonomien ved vedvarende græs i 3.14, og her kan arealer med HNV-score>5 betragtes som en samlegruppe for enge, moser, strandenge og græsland, hvor græsning typisk har afgørende betydning for beskyttelsen af biodiversiteten.

4.1 Fritstående træer, herunder veterantræer

Fritstående træer er træer i det åbne land, der enten står alene eller f.eks. i en allé. Træerne er typisk ældre træer, som har en stor, veludviklet krone. Fritstående træer kan også være gamle såkaldte veterantræer. Veterantræer er ældre, syge eller skadede træer med en større eller mindre andel dødt ved. Gamle træer og veterantræer kan have en stor diversitet af ledsagearter tilknyttet, og veterantræer er ofte hule, hvilket giver levesteder for hulrugende fugle og flagermus.

Dette virkemiddel er relevant både som eksisterende småbiotop, der bør sikres, og som nyetablering, selvom tiden før det opnår en væsentlig biodiversitetsmæssig værdi er lang. Imidlertid er det væsentligt at etablere nye træer, hvis der på sigt skal være fritstående træer i landskabet.

Der er ikke identificeret gældende anbefalinger vedr. placering, størrelse og antal, varighed eller anlæg. Træet/træerne kan være placeret på markfladen, hvor de bør være omgivet af et areal omkring stammen, hvor der ikke jordbehandles, sås og på anden måde foretages landbrugsmæssig behandling. Det/de kan også været placeret i skel eller langs vej, hvor de danner en allé ligeledes omgivet af uforstyrret bundvegetation.

Fritstående træer optager ikke så meget plads, men bør dog være omgivet af et areal, der minimum har samme diameter som kronebredden hos det udvoksede træ og som nævnt ovenfor, bør der her ikke ske jordbehandling. For at have en væsentlig biodiversitetseffekt skal træerne være forholdsvis gamle (>50 år), og jo ældre de bliver, desto større en diversitet af ledsagearter vil der være tilknyttet.

Effekter på natur og biodiversitet

Fritstående træer inkl. veterantræer kan, såfremt der er tale om nøglearter, hvortil der er knyttet mange ledsagearter, have stor biodiversitetseffekt. Hvor mange ledsagearter, der er tilknyttet en træart, afhænger i høj grad af hvor længe arten har været i landet (se bl.a. Southwood 1961, Kennedy & Southwood

1984). Det bør primært være hjemmehørende træarter, især løvtræer (birk, eg, bøg, lind, avnbøg, ask, røn, fuglekirsebær mm) og skovfyr. Tabel 4.1 giver en oversigt over vigtige hjemmehørende træer, som kan understøtte en righoldig flora og fauna såfremt de får lov de at ældes. Barken på ældre træer har ofte en grov og furet struktur, der giver plads til mosser og laver

Tabel 4.1. Hjemmehørende træer/flerstammede træer med mere end hundrede tilknyttede arter af insekter og/eller svampe og lichener. ¹ Southwood 1961. ² Foreningen til svampekundskabens fremme (2016).

Træart	Insekter ¹						Svampe og lichener ²
	Tæger (Heteroptera)	Næbmundede (Hemiptera)	Sommerfugle (makro-Lepidoptera)	Sommerfugle (mikro-Lepidoptera)	Biller (Coleoptera)	Insekter, total ¹	
Stilkeg og vintereg (Quercus robur, Q. petraea)	37	10	106	81	50	284	1888
Birk (Betula spp.)	12	4	94	84	35	229	1456
Pil (Salix spp.)	22	20	100	73	51	266	1287
Bøg (Fagus sylvaticus)	4	3	24	16	17	64	1437
Rødel (Alnus glutinosus)	14	8	28	27	13	90	600
Ask (Fraxinus excelsior)	10	2	16	9	4	41	736
Elm (Ulmus glabra)	11	4	33	26	10	82	436
Tjørn (Crataegus spp.)	17	1	64	53	14	149	433
Slåen (Prunus spinosa)	4	2	48	43	12	109	115
Lind (Tilia spp.)	7	2	15	5	2	31	735
Æble (Malus spp.)	18	3	21	42	9	93	225
Røn (Sorbus spp.)	0	1	2	17	8	28	302
Skovfyr	15	3	10	28	35	91	300

Fritstående træer er også vigtige for agerlandets fugle både som redested og som udkigspost.

Boks 17. Anbefalet implementering af virkemidlet "Fritstående træer inkl. veterantræer" mht. biodiversitet

Bevarelse af eksisterende gamle træer er vigtig. For at have en væsentlig biodiversitetseffekt skal træerne være forholdsvis gamle (>50 år), og jo ældre de bliver, desto større en diversitet af ledsagearter vil der være tilknyttet. Der er betydelig forskel i antal ledsagearter mellem forskellige træarter (se tabel 4.1).

Ved etablering af fritstående træer bør det være hjemmehørende træarter, især løvtræer (birk, eg, bøg, lind, avnbøg, ask, røn, fuglekirsebær mm) og skovfyr, eller arter, der har været i landet i mange år (> 500 år), da antallet af ledsagearter er højere for træarter, der har groet i landet i mange år, der plantes.

Fritstående træer optager ikke så meget plads, men bør dog være omgivet af et areal, der som minimum har samme diameter som kronebredden hos det udvoksede træ.

Træet/træerne kan enten være placeret på markfladen, hvor de bør være omgivet af et areal omkring stammen, hvor der ikke jordbehandles, sås og på anden måde foretages landbrugsmæssig behandling. Det/de kan også været placeret i skel eller langs veje, hvor de danner en allé ligeledes omgivet af uforstyrret bundvegetation.



Foto 4. Gamle træer og veterantræer, fritstående, i hegn eller alléer er vigtige for biodiversiteten i agerlandet. Hulhederne kan give levesteder til hulrugende fugle, flagermus og bier og træernes rynkede og furede bark er vigtige voksesteder for lav og mos. Fotos: Beate Strandberg.

Driftøkonomisk effekt

Fritstående træer vil i optage et ikke dyrket areal med en dyrkningsmæssig offeromkostning på 2.083 kr. inkl. tabt harmoniareal. Det forudsættes at der ikke er tale om plantning men et fravær af rydning / afpudsning der medfører at nye fritstående træer kan opstå. Dette kunne f.eks. være et fravær af fuld afpudsning af insektvolde der tillader at nye fritstående træer etableres.

Landbrugsstøtteberettigelse til udyrkede arealer under fritstående træer vil befordre deres eksistens.

For arealer med / under fritstående træer er de driftsøkonomiske omkostninger vurderet til (op til) 2.083 kr./år/ha. Den tilsvarende velfærdsøkonomiske omkostning beregnes ved at gange den driftsøkonomiske omkostning med nettoafgiftsfaktoren på 1,28, hvorved den velfærdsøkonomiske omkostning bliver 2.666 kr./år/ha.

4.2 Gravhøje og stendysser

Gravhøje og stendysser er fortidsminder, der er fredet ved fortidsmindefredning. Fredningen indebærer, at der hverken på selve fortidsmindet eller arealet i en 2 meters zone omkring dette må foretages ændringer eller indgreb i fortidsmindets tilstand.



Foto 5. Gravhøj på dyrket mark. Foto: J.S. Schou

De ældste høje stammer fra stenalderen og kaldes stendysser. Stendysser er ikke begravelsespladser, men nærmere en kultiske bygninger med 1-3 kamre af sten, ofte omgivet af en kreds af randsten. Stendysser kan stå på næsten flad grund eller på en normalt ret lav jordhøj. De egentlige gravhøje er begravelsespladser fra bronzealderen og frem til overgangen til kristen tid i slutningen af vikingetiden. I Danmark er der registreret spor efter omkring 85.000 gravhøje, hvoraf der i dag er godt 22.000 fredede gravhøje tilbage, spredt over hele landet. En betydelig del er beliggende i det åbne land og mange i agerlandet. Gravhøje er runde eller aflange, bygget af jord, sten og tørv og flade på toppen. Gravhøje og stendysser er ofte beliggende højt i landskabet, men en del er også placeret langs tidligere tiders vejanelæg. Mange høje og dysser findes i det åbne land på eller i tilknytning til marker.

Omfang: Højenes størrelse og omfang varierer betydeligt. Thyras høj i Jelling er Danmarks største. Den har en diameter på 65 meter. Mange høje er dog betydeligt mindre og kan have en diameter på omkring 10 meter. Dertil kommer den 2 m brede omgivende zone, som også er fredet.

Varighed: Da gravhøje og stendysser er fortidsminder anlagt i tiden fra bondestenalder og til afslutningen af vikingetiden repræsenterer de nogle af eneste arealer, hvor jorden ikke har været forstyrret og hvor vegetationsdækket har udviklet sig over en meget lang periode (mellem 1000 og 3.500 år).

Anlæg og/eller ændringer, som tiltaget indebærer: Anlæg er ikke relevant, men høje og dysser skal vedligeholdes, således at opvækst af træer og buske fjernes nænsomt. Desuden må hverken dysser, høje eller randzoner gødskes eller sprøjtes (Retsinformation 2014). Høje og dysser er landskabselementer under GLM (god landbrugs- og miljømæssig tilstand), der er en del af den nuværende krydsoverensstemmelse, hvilket omfatter at anlæggene ikke må ødelægges ligesom de og den to meter brede randzone skal friholdes for træer og buske (LBST 2020).

Effekter på natur og biodiversitet

Gravhøje og stendysser kan være vigtige levesteder for et stort antal vilde dyr og planter i agerlandet. Som levested er højene forskellige, alt efter om de er bevoksede, og om de evt. bliver afgræsset, og idet alt pleje skal foregå under hensyntagen til gældende lovgivning. Det er vigtigt at undgå, at selve højen og en bræmme på mindst 2 m omkring den bliver tilført gødning eller sprøjtemidler. Derved fås den største variation i dyre- og planteliv på gravhøjen. Da især bronzealderhøje er meget høje, kan der på disse høje ikke bare være variation med geografisk orientering, men også i højden, hvor de nedre dele i langt høje grad er påvirket af afdrift af gødningsstoffer og pesticider.

Gravhøje og stendysser har betydning som refugier for overdrevs- og hedearter i et ellers artsfattigt kulturlandskab (Reddersen et al. 2018, Hansen et al. 2008, Nielsen og Bruun 2003, Tranbjerg et al. 2002).

På gravhøje og stendysser kan forekomme en række plantearter med en høj artsscore (ASC; efter Fredshavn & Ejrnæs 2007). Således fandt Tranbjerg et al. (2002) og Nielsen og Bruun (2003), at nogle gravhøje rummer en del plantearter af høj naturværdi. Tilsvarende fandt Reddersen et al. (2018), at 32 % af de 181 plantearter, der blev fundet på 16 stendysser i Nationalpark Mols Bjerge, var arter af høj naturværdi. Variationen var dog betydelig, antallet af værdifulde plantearter pr. stendysse varierede fra 0 til 16, og der blev ikke fundet rødlistede arter på stendysserne (Reddersen et al. 2018). Arterne af høj naturværdi er generelt arter, der er knyttet til næringsfattigt græsland. Nielsen og Bruun (2003) dokumenterede dog, at der er sket en generel forarmning af floraen på gravhøje til fordel for næringstolerante og konkurrencesterke samt skyggetålende arter, hvor der er sket en tilgroning af højene.

Gravhøje kan også rumme en særdeles rig insektfauna. Således fandt Hansen et al. (2008) insekttætheder på gravhøje i Nationalpark Mols Bjerge, der var på højde med og i enkelte tilfælde endog højere end på de bedste kendte insektlokaliteter på Mols. Især jordbundsdyr-faunaen er unik på gravhøjene, og det ses som en tydelig indikation på betydningen af de meget gamle uforstyrrede jordbunde.

Boks 18. Anbefalet implementering af virkemidlet "Gravhøje og stendysser" mht. biodiversitet

Anlæg af gravhøje og stendysser anses ikke for et relevant virkemiddel, men bevarelse af eksisterende anlæg, samt den lovpligtige 2 m randzone, er vigtigt da gravhøje og stendysser kan rumme en betydelig biodiversitet herunder også truede arter.

Bevarelsen af randzonen er væsentlig i forhold til beskyttelse af biodiversiteten idet randzonen er med til at reducere belastningen med gødskningsstoffer og pesticider.

Virkemidlet kan med fordel kombineres med behandlingsfrie bufferzoner.

Fjernelse af opvækst af træer og buske, der skal ske på en skånsom måde, kan være væsentlig for bevarelsen af biodiversiteten på området.

Driftsøkonomisk effekt

Fortidsminder, der er beskyttet mod tilstandsændringer jf. museumsloven, har ikke andre anvendelser, og lodsejeren har derfor ikke nogen alternativomkostning forbundet med arealet. Offentlige ejere er pålagt at vedligeholde fortidsminder på deres ejendom, men dette krav gælder jf. Kulturministeriet (2006) ikke for private lodsejere, der må - men ikke skal - pleje fortidsminder. Kommunen kan desuden indgå aftaler med private lodsejere om pleje. Derfor antages dette virkemiddel ikke have nogen driftsøkonomisk betydning for private lodsejere.

4.3 Jord- og stendiger

De fleste jord- og stendiger er mindst 200 år. De blev etableret, fordi man havde behov for at ind- eller udhegne græssende dyr. Mange diger var samtidig skellinjer, der markerede fællesskabets eller den enkeltes ejendomsret til et bestemt område. Fredsskovloven fra 1805 medførte krav om hegning vha. diger. Byggemåden varierer fra egn til egn afhængigt af hvilke materialer, man havde til rådighed, f.eks. sten, græs- og lyngtørv eller tang.

Sten- og jorddiger er beskyttet af museumslovens §29a, hvoraf det fremgår, at der ikke må foretages ændring i digernes tilstand. Dette omfatter ikke træer og buske på diger, der gerne må fældes og skæres ned, blot rødder og stubbe ikke fjernes. Af §29f fremgår endvidere, at digerne og arealet inden for en afstand på 2 m ikke må jordbehandles, gødes eller tilplantes.

Placering: Digerne ligger oftest i skel mellem marker eller ud mod veje.

Omfang: Digerne er lange linjeformede habitater, hvor en zone på 2 m omkring diget fungerer som en buffer mod det omgivende markareal.

Varighed: Digerne er typisk anlagt for mindst 200 år siden.

Anlæg og/eller ændringer, som tiltaget indebærer: Hverken diger eller den 2 m brede randzone på hver side af diget må jordbehandles, gødes eller tilplantes.

Effekter på natur og biodiversitet

Jord- og stendiger har stor betydning for mange arter i agerlandet, herunder planter, bregner, mosser, laver, insekter inkl. bier og sommerfugle, edderkopper, snegle, padder, krybdyr, flagermus, fugle og mindre pattedyr (Wind og Pindborg 1994). Den eneste kendte danske undersøgelse af redesteder for humlebie viste, at jorddiger havde den højeste tæthed af humlebireder (Skovgaard 1936). De kan fungere som levested, men er også væsentlige som yngle-, overvintrings- og skjulested eller under fødesøgning.

Især sløjfning, men også tilgroning, afdrift af pesticider og gødning, fjernelse af vedplanter og anden renholdelse er vigtige trusler mod plante- og dyreliv på jord- og stendiger (Wind og Pindborg 1994, Danmarks Naturfredningsforening 2020).

Boks 19. Anbefalet implementering af virkemidlet "Jord- og stendiger" mht. biodiversitet

Anlæg af jord- og stendiger anses ikke for et relevant virkemiddel, pga. de tidsmæssige omkostninger i forbindelse med anlæg.

Bevarelse af eksisterende jord- og stendiger inkl. den lovpligtige 2 bufferzoner langs diget er vigtig, idet digerne kan rumme en betydelig biodiversitet herunder både fredede og truede arter.

Bevarelsen af bufferzonen er væsentlig i forhold til beskyttelse af biodiversiteten idet den er med til at reducere belastningen med gødskningsstoffer og pesticider.

Virkemidlet kan med fordel kombineres med behandlingsfrie bufferzoner.

Beskyttelsen af digerne omfatter ikke træer og buske på diger, der gerne må fældes og skæres ned, blot rødder og stubbe ikke fjernes. Buske og især træer på digerne kan dog være gamle og værdifulde levesteder for truede arter af bl.a. flagermus og hulrugende fugle. Virkemidlet bør derfor sikre bevarelsen af sådanne gamle træer og buske.

Driftsøkonomisk effekt

Jord- og stendigerne er beskyttet efter museumsloven og har derfor ikke nogen alternativ arealanvendelse. Der er intet krav om pleje til private lodsejere og derfor har tilstedeværelsen af jord- og stendiger ingen særlig driftsøkonomisk betydning.

4.4 Stendynger

En stendynge er marksten, der er samlet og placeret i en bunke (stendiget er en linjeformet stenbunke). Formålet er at etablere et permanent levested for arter, der trives på og mellem sten. En stor stendynge placeret et solbeskinnethed udgør et vigtigt levested for mosser, laver og varmekædende smådyr, og stendynger er også et godt overvintringssted for en del arter.

Placering: Stendynge ligger uden for dyrkningsfladen da den bør være en permanent struktur for at have væsentlig biodiversitetseffekt. Stendynger placeret på et solbeskinnethed har størst biodiversitetsværdi.

Omfang: Arealet behøver ikke være stort, måske 5 x 5 meter, men skal gerne have en vis højde, således at en del af dyngen er solbeskinnethed.

Varighed: Stendyngen bør være af permanent karakter.

Anlæg og/eller ændringer, som tiltaget indebærer: Stendyngen anlægges af marksten indsamlet på de omgivende marker. Der skal gerne være en del store sten i dyngen, for at den har værdi.

Effekter på natur og biodiversitet

Betydningen af stendynger, som levested for forskellige planter og dyr, er meget dårligt undersøgt. Stendynger forventes dog at udgøre vigtige, uforstyrrede levesteder for mosser, laver, insekter inkl. bier og sommerfugle, edderkopper, snegle, padder, og krybdyr. Værdien som levested afhænger dog af placering og af at stendyngen er uforstyrret.

Boks 20. Anbefalet implementering af virkemidlet "Stendynge" mht. biodiversitet

Stendyngen skal placeres uden for dyrkningsfladen og bør være en permanent struktur for at have væsentlig biodiversitetseffekt.

Stendynger placeret på et solbeskinnet sted har størst biodiversitetsværdi.

Stendyngen anlægges af marksten indsamlet på de omgivende marker. Der kan med fordel være sten af forskel størrelse i dyngen, herunder store sten.

Arealet behøver ikke være stort, måske 5 x 5 meter.

Driftsøkonomisk effekt

Stendynger er et biprodukt af stensamling i omdriftsmarker. Sten placeres ofte i forbindelse med skel og hegn, hvor de ikke har nogen væsentlig betydning for driften og derfor ikke har nogen driftsøkonomisk betydning. Stendynger er ikke beskytter og kan i sjældne tilfælde have en ikke kvantificerbar offeromkostning, hvor stenene ønskes anvendt til et andet formål.

4.5 Vandhuller

Bevaring af eksisterende vandhuller og andre vådområder er mindst lige så vigtig som etablering af nye, idet indvandringen af arter tager tid (beskrevet i afsnit 3.11). Eksisterende vandhuller er desuden vigtige som donorhabitater for nye vandhuller.

4.6 Hede

I det følgende gennemgås hede som eksempel på en naturtype, hvor eksisterende heder kan beskyttes og plejes eller nye heder kan etableres. Overdrev/græsland er meget parallelt til hede både i forhold til pleje, beskyttelse og nyetablering.

Heden, som den ser ud i dag, er primært et resultat af menneskelig aktivitet, startende for ca. 5000 år siden med kontrolleret afbrænding af den eksisterende skovvegetation på næringsfattige arealer for at skabe græsningsarealer for husdyr (Nielsen & Odgaard 2010). Efterfølgende har yderligere udpining af jorden fundet sted ved dyrkning af hedearealerne (svedjebrug) og tørveskrælning (Webb 1998). Omkring 1800 var 40 % af Jylland dækket af hede (Buttenschøn and Schmidt 2015). Da afbrændingerne blev

færre eller ophørte, begyndte hederne at vokse til (Odgaard 2015). Hede finder vi derfor i dag på steder, hvor naturen er lysåben som følge af tilbagevendende forstyrrelser, typisk udpining, brand, vind eller græsning, og hvor vegetationen ikke er væsentligt påvirket af gødskning og/eller opdyrkning. Hede findes således primært vest for israndslinjen på stærkt udvasket og sur bund (pH ca. 3-4). Vegetationen på heder domineres typisk af lyngplanter samt en lille gruppe af surbundstålende græsser og bredbladede urter (Ejrnæs et al. 2011a). Der kan indgå vedplanter i vegetationen i form af mindre krat eller enkeltstående træer.

Marker, der tages ud af omdrift, kan udvikle sig til hede eller græsland, hvis jorden ikke er for næringsrig, og hvis der er nærliggende naturområder, hvorfra planter, dyr og svampe kan kolonisere de udtagne marker (Ejrnæs et al. 2008). Assisteret spredning kan evt. anvendes til at fremskynde vegetationsudviklingen (afsnit 3.17). Heden som naturtype vurderes stadig at være i tilbagegang, og det samme gælder mange af de tilknyttede rødlistearter (Ejrnæs et al. 2011a).

Effekter på natur og biodiversitet

Sammenholdt med landbrugsord i omdrift giver fraværet af jordbearbejdning bedre betingelser for jordbundsdyrene og mange insekter. Heder er hjemsted for mange lys- og varmekrævende arter af især leddyr og planter. Et nyligt afsluttet projekt fandt mellem 20 og 33 % af de danske arter af myrer, bier, løbebiller og svirrefluer på bare et år på 4 heder – for myrerne på 6 heder, heriblandt en del truede arter (Schmidt et al. 2019; Hansen et al. 2020; Byriel et al. In prep.). Samme projekt fandt, at forskellige arter reagerede forskelligt på pleje. Derfor er det vigtigt, at plejen sker som mosaikpleje, der sikrer en blanding af områder med lav vegetation og ældre, højere, mere uplejet hedevegetation. For at bibeholde hede er det vigtigt at undgå gødskning og sørge for tilstrækkelig fjernelse af biomasse for at opretholde et lysåbent plantedække, som resulterer i højere temperaturer i jordoverfladen. Overdreven tilgroning med buske og træer er selvsagt ikke ønskeligt, men såvel smågrupper af buske som enkeltstående træer skaber ekstra strukturel diversitet og er habitater for mange arter af insekter og svampe, ligesom de forskellige slags dyregødning kan huse mange svampearter (Ejrnæs et al. 2011a).

På grund af behovet for næringsfattig jord kan heder kun dannes på magre jorder, hvor der ikke er tilført store mængder næringsstoffer. Desuden vil tilbagevenden til hede tage mange år. Dette understreger vigtigheden af at bevare eller genoprette allerede eksisterende hedearealer i landbrugslandet, herunder udføre de plejetiltag der er nødvendige bl.a. for at reducere effekten fra gødningspåvirkninger. Det er imidlertid også vigtigt ikke at pleje for intensivt og ensartet. En strukturelt divers hede bestående af en mosaik af bar jord og vegetation i forskellige successionsstadier, inkl. spredt forekomst af træer, har den største biodiversitetsmæssige værdi (Webb et al. 2010). En sådan mosaik kræver, at der anvendes flere forskellige plejetiltag, gerne en kombination af afbrænding, slåning, tørveskrælning og græsning (Webb et al. 1998), men for kraftig næringsstoffjernelse vil føre til en ubalance i forholdet mellem næringsstofferne samt en forsuring, hvilket giver et fald i diversiteten af både planter og insekter (Schmidt 2015).

Boks 21. Anbefalinger vedr. hede som biodiversitetsvirkemiddel.

Heder kræver næringsfattig, grovsandet jord og tilbagevendende forstyrrelser. Den største biodiversitet ses på heder med en mosaik af bar jord og vegetation på forskellige successionstrin, hvilket stiller store krav til plejen af eksisterende heder.

Hvor heden ligger i tilknytning til mark i omdrift kan virkemidlet med fordel kombineres med behandlingsfrie bufferzoner.

Eventuel nyetablering af hede bør ske i nærheden af eksisterende, gammel hede for at muliggøre rekrutteringen af arter af planter og dyr, som er typiske for heder. Assisteret spredning kan evt. hjælpe vegetationen på vej.

Driftøkonomisk effekt

Eksisterende hede er beskyttet af naturbeskyttelsesloven 53 og har derfor ikke en alternativ anvendelse. Der kan foretages slæt eller afgræsning på arealerne, men der er normalt ingen privatøkonomisk interesse i dette. I forbindelse med tilskudsordninger under landdistriktsprogrammet (LDP), er der i Pedersen (2020) estimeret omkostninger ved slæt på hede arealer til mellem 1.023 og 1.568 kr./ha afhængig af arealernes størrelse. Ved afgræsning af arealerne er omkostningerne beregnet til mellem 1.222 og 2.731 afhængig af arealet størrelse og husdyrart, når der ses bort fra helårssafgræsning med naturkvæg, idet de dyrevelfærdsmæssige betingelser for helårssafgræsning (læ, mv.) ikke anses for at kunne være opfyldt på denne type arealer. Der er ordninger i LDP, der muliggør tilskud til slæt eller afgræsning på disse arealer, differentieret i forhold til om arealerne kan få grundbetaling eller ej. Satserne ovenfor er sat ud fra antagelsen om at arealet ikke kan modtage grundbetaling.

Såfremt man vil etablere en hede ved, at opgive landbrugsjord vil der være en arealmæssig alternativomkostning ud over de omkostninger der vil være til pleje af arealerne. Jf. Martinsen et al. (2020), er der anvendt 1.883 kr./ha i arealmæssig alternativomkostning. Der anvendes endvidere et tillæg på 200 kr./ha i evt. alternativomkostning for tabt harmoniareal som standard i dette virkemiddelkatalog. I Martinsen et al. (2020) har arealer med sandet jordbund (JB 1+3) dog en arealmæssig offeromkostning på 576 kr./ha på tværs af forskellige driftsformer og ned til 44 kr./ha i det laveste tilfælde. I Pedersen (2020) har meget ekstensive (braklagte) arealer der kan få grundbetaling et negativt alternativt DBII i det der er en omkostning til landbrugsaktiviteten (afpudsning). I Pedersen (2020) sat til 300 kr./ha ved årlig afpudsning, men hvis aktivitetskravet bliver reduceret til et krav på aktivitet hvert andet år vil omkostningen være omtrent 150 kr./ha.

Arealer der potentielt kunne overgå fra omdrift til hede, med behov for en naturplejeindsat der sikre at arealerne holdes næringsfattige og lysåbne, vil kunne være i konkurrence med andre ekstensive anvendelser. F.eks. kan der med evt. kommende eco-schemes for ikke-produktive arealer, blive en alternativ værdi denne type arealer i form af en lejeværdi som "ikke-produktive arealer" som f.eks. (fjern)brak, hvor der ikke må fjernes biomasse fra arealerne. Dette kan blive et reguleringsmæssigt paradoks idet man af biodiversitets hensyn – ikke produktionsøkonomiske hensyn – gerne vil have fjernet biomassen.

Inden for braklægningsreglerne er det tilladt at opstakke biomassen på marken (LBST 2020b), men det er ikke tilladt at fjerne biomassen fra arealet. En ordning der giver tilskud til dette kunne evt. være af interesse på arealer, hvor der ikke kan, eller hvor der ikke er privatøkonomisk interesse i at søge tilskud til biomasseslæt eller slæt under Landdistriktsprogram (LDP) ordningen.

For arealer med ny hede er de driftsøkonomiske omkostninger vurderet til (op til) $(2.083 + 2.731 =) 4.814$ kr./år/ha. Den tilsvarende velfærdsøkonomiske omkostning beregnes ved at gange den driftsøkonomiske omkostning med nettoafgiftsfaktoren på 1,28, hvorved den velfærdsøkonomiske omkostning bliver 6.162 kr./år/ha. Hede planter forudsættes etableret ved naturlig spredning fra nærtliggende hede arealer.

For arealer med pleje af eksisterende hede er de driftsøkonomiske omkostninger vurderet til (op til) 2.731 kr./år/ha. Den tilsvarende velfærdsøkonomiske omkostning beregnes ved at gange den driftsøkonomiske omkostning med nettoafgiftsfaktoren på 1,28, hvorved den velfærdsøkonomiske omkostning bliver 3.496 kr./år/ha. Hede planter forudsættes etableret ved naturlig spredning fra nærtliggende hede arealer.

5 Skovrejsning

Af Inger Kappel Schmidt og Vivian Kvist Johannsen (Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning) samt Gustav Marquard Callesen, Michael Friis Pedersen og Jesper Sølvér Schou (Institut for Fødevarer- og Resourceøkonomi).

Skovarealet i Danmark er fordoblet siden 1950, og det er overvejende sket ved tilplantning af tidligere landbrugsarealer. Denne proces forventes at fortsætte, så vi samlet når op på ca. 25 % skovlandskaber i Danmark inden udgangen af det 21. århundrede. Skovrejsningen udgør dermed den største ændring af arealanvendelsen i Danmark. Skovrejsning har igennem årene haft forskellige begrundelser og indtil for nyligt overvejende relateret til driftsformål. Aktuelt ses de nye skove som et klimatiltag og et middel til udtag af landbrugsjorde med lav kvælstofretention. Derudover indgår de nye skove også i skovenes rolle i forhold til at bremse tilbagegangen i biodiversitet af flere grunde. Skovrejsning vil have en positiv effekt på biodiversitet på arealet, hvis referencen er landbrug. Skovrejsning i større omfang vil kunne fjerne presset for skovprodukter fra eksisterende ældre skov med højt biodiversitetspotentiale, hvis vi tilstræber en højere grad af selvforsyning. Næringsstoffer vil blive bundet i biomasse og organisk materiale i jorden (Clark & Johnson, 2011) og mindske eller stoppe udvaskningen af kvælstof fra arealerne (Hansen et al. 2007; 2008) og dermed gavne biodiversiteten i det omgivende vandmiljø. Skovrejsning kan fungere som buffer mod atmosfærisk kvælstofdeposition for særlig værdifuld skov (Gundersen 2008, Gundersen & Johannsen 2016). På længere sigt kan de nye skove betyde spredningsmuligheder for skovtilknyttede arter (Brunet, 2007). En vurdering af den samlede effekt bør også inddrage de markeds-mæssige forhold.

Når landbrugsjord tages ud af produktion for at give plads til skov, kan det primære formål være biodiversitet og dermed dyrkningsophør (naturreservation) eller der kan rejses skov med produktion som primære middel, men under hensynstagen til biodiversiteten (naturintegration). De beskrevne virkemidler for fremme af biodiversitet i nye skove vil afspejle hele gradienten fra naturintegration til naturreservation med tiltagende fokus på biodiversiteten.

Afgrænsning

Selv om potentialet for høj biodiversitet ikke umiddelbart er tilstede i nyrejste skove på landbrugsjord, er der ikke mindst i etableringsfasen mulighed for at påvirke det kommende naturindhold i skoven. En række faktorer vil være afgørende for udvikling af biodiversitet i de nye skove. De følgende afsnit vil gennemgå nogle af de vigtigste faktorer, som træarter og træartssammensætning, etableringsmetode, lysninger og våde områder. Udvikling af biodiversitet i nye skove er også afhængig af det landskab, som skoven indgår i, hvor nærhed til gammel skov og dermed spredningsmuligheder for skovtilpassede dyr og planter er en vigtig parameter (Brunet, 2007). Der er specielt tre landskabselementer, der er vigtige at tage i betragtning for at vurdere en skovs potentiale for biodiversiteten: 1) skovens areal, 2) hvor isoleret skoven er, og 3) hvilket landskab skoven indgår i. Større skovområder og nærhed til andre skov- og naturområder

er vigtige elementer for diversiteten i en skov, specielt hvis den omgivne natur har høj naturkvalitet. Betydningen af landskabet er kun sporadisk behandlet i kapitlet, men se Schmidt et al. (2020) for yderligere information. Helårsgræsning er ofte nævnt som et af værktøjerne til at skabe heterogenitet i skoven. Vi har ikke behandlet det i denne rapport, da græsning i forbindelse med plantning af skov kan betyde manglende etablering af de nyplantede træer. Foregår skovrejsning ved naturlig tilgroning kan skovgræsning overvejes til at skabe yderligere dynamik. Der henvises til tidligere rapporter, hvor græsningen er gennemgået (Møller et al. 2018, Buttenschøn og Gottlieb, 2019, Schmidt et al. 2020).

Fra landbrug til skov

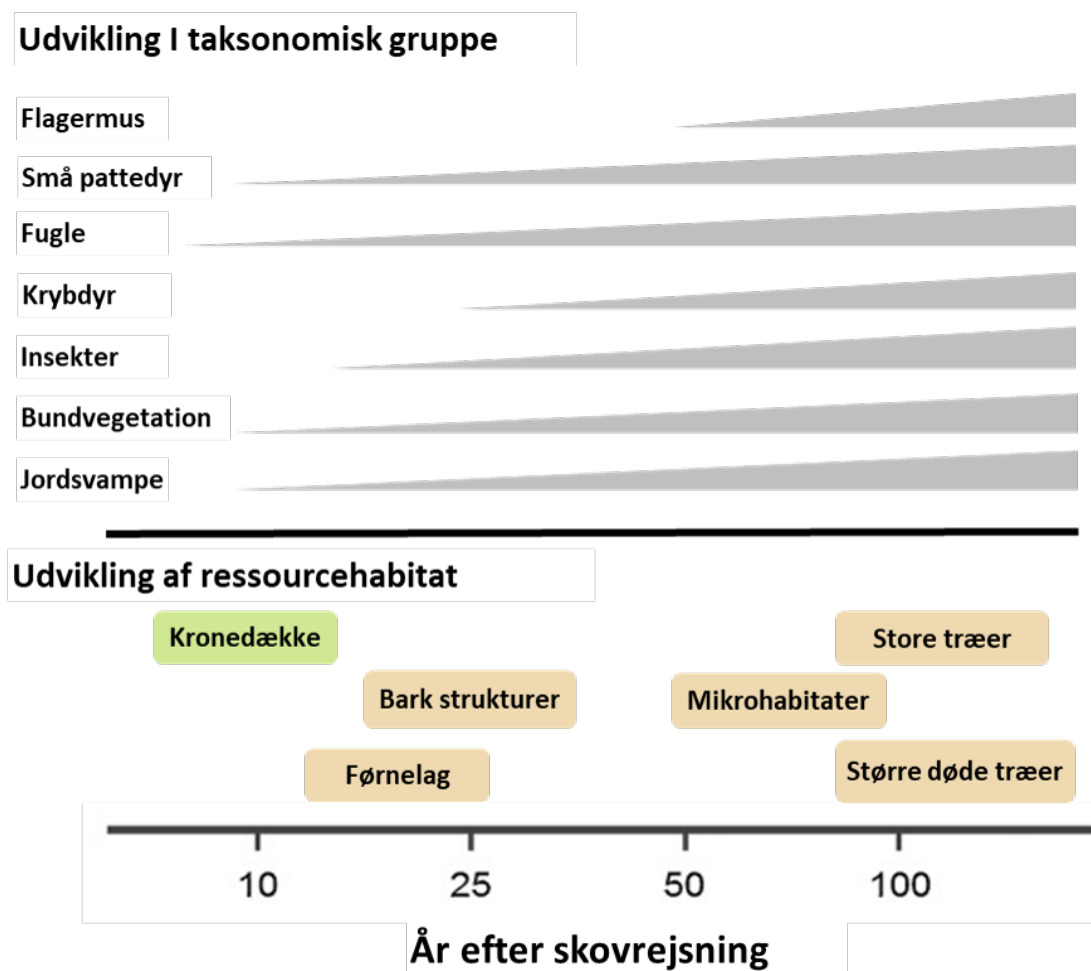
Virkemidler til fremme af biodiversitet i skovrejsningsskove vil langt hen ad vejen være de samme som for eksisterende skov, hvilket er behandlet i to rapporter om hhv. indledende drift i forbindelse med omlægning af skov til biodiversitetsformål i henhold til Naturpakken (Miljø- og Fødevareministeriet 2016; Møller et al. 2018) og virkemidler til biodiversitet i privat skov (Schmidt et al. 2020). Selv om virkemidlerne er de samme i eksisterende og ny skov, er udgangspunktet forskelligt. Landbrugsarealer i omdrift har som regel været udsat for intensiv gødskning i mange år, og udviklingen af naturindhold i nye skove vil derfor ikke nødvendigvis følge den samme retning som ved tidligere skovrejsninger på mere marginale landbrugsjorder (særligt før 1990'erne). Den ændrede arealanvendelse fra landbrugsdrift til skov vil medføre store ændringer. De tidligere landbrugsjorder har markant lavere indhold af kulstof, højere indhold af kvælstof og derfor lavere C/N forhold end eksisterende skovjorder. Det giver gode vækstbetingelser for hurtigt voksende urter. Det lave kulstofindhold betyder lavere vandbindingsevne, og jorderne har højere pH end skovjorder (Hansen et al. 2008). Derfor vil de nye skove næppe understøtte de rødlistede arter, der er højt specialiserede de første mange år, men de vil kunne understøtte den generelle diversitet af skovtilknyttede arter, der også er i kraftig tilbagegang pga. fragmentering og intensiveret brug af landskabet. Jorden under de nye skove vil langsom udvikle sig hen imod forholdene i gammel skov (Tabel 5.1) og langsomt skabe betingelser for biodiversiteten.

Tabel 5.1. Generelle forskelle mellem typiske landbrugsjorde og gamle skovjorde (efter Hansen et al. 2008).

Landbrugsjord	Skovjord
30 cm homogeniseret pløjelag.	Organisk lag ophobet oven på varieret mineraljord.
Højt kvælstofindhold, C/N = 8-10.	C/N = 20-30.
Højt fosforindhold.	Lavere fosforindhold.
Høj pH.	Lav pH.
Høj nitrifikation.	Lav nitrifikation.
Høj risiko for kvælstofudvaskning.	Lavere kvælstofudvaskning.
Hurtigtvoksende afgrøder og ukrudtsarter.	Langsomtvoksende skovarter.

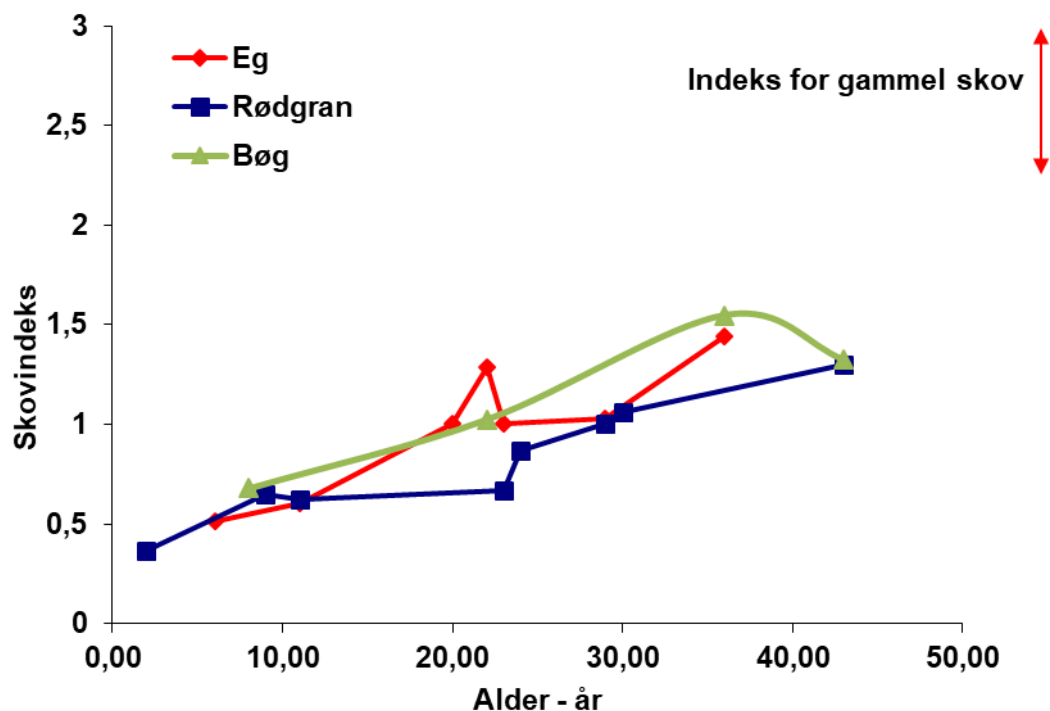
Udviklingen i biodiversitet i nye skove

Undersøgelser af biodiversiteten i nyere skove er oftest lavet på skovbundsvegetation. Det er også en af de artsgrupper, der først responderer på skovrejsning. Cunningham et al. (2015) sammenstillede litteratur om udvikling i skovens ressourcehabitater og forskellige organismegrupper de første 100 år efter skovrejsning (Figur 5.1).



Figur 5.1. Konceptuel figur over mulig udvikling i ressourcehabitater (firkantede bokse) og forskellige taxa efter skovrejsning. Den tidlige udvikling vil være forskellig i forskellige skovtyper og afhængig af skovdrift. Figuren er baseret på litteratur fra tempereret skov. Efter Cunningham et al. (2015).

Figuren afspejler den store variation i den tidlige udvikling i diversiteten af de forskellige taxa. Danske undersøgelser viser tilsvarende en gradvis udvikling af skovbundsvegetation i nye skove (Figur 5.2; Schmidt et al. 2008, Mikkelsen, 2013). På mere næringsrige jorde er der i de første årtier en massiv opvækst af mælkebøtte, burresnerre, rajgræs, kvikgræs og brændenælde, hvorimod der udvikles en mere typisk skovbundsflora i skovrejsningsområder på sandede jorde (Schmidt og Brandbyge, 2017), hvor næringspuljerne efter dyrkning er mindre. I overensstemmelse herved fandt Lassen og Larsen (2018) høj karplantediversitet i nåleskove og relaterer det til, at de overvejende plantes på sandede jorde.



Figur 5.2. Udviklingen i urtefloraens skovtilknytning med bevoksningens alder undersøgt i Vestskoven ved København (Schmidt et al. 2008). Skovindekset er her defineret som 0 for arter, der ikke findes i skov til 3 for arter, der kun er udbredt i skov baseret på arternes levested i henhold til den danske feltflora (Hansen, 1996). Skovindeks for gammelskov er baseret på den 200-årige nærliggende Ledøje Plantage.

Lassen og Larsen (2018) observerede også en indvandring af egentlige skovbundsarter efter 20-30 år i deres undersøgelse af skovrejsningsskove, selv om arter fra agerlandet stadig dominerede. Samtidig med udviklingen i floraen ændrer jorden sig. I løbet af de første 30-50 år stiger kulstofmængden i jorden, der dannes et organisk lag på skovbunden, og pH falder (Barcena et al. 2014). Ændringerne er mere markante ved skovrejsning på sandet bund (Sørensen, 2015).

Effekt

For skovrejsning er der fokus på virkemidler, der benyttes i forbindelse med etablering af nye skove. For biodiversitetsfremmende tiltag i eksisterende skov henvises der til tidligere rapporter (Møller et al. 2018, Buttenschön og Gottlieb, 2019, Schmidt et al. 2020). Virkemidlernes effekt på forskellige organismegrupper vil afhænge af en række valg f.eks. skovrejsningsmetode, træarter og plantetæthed. Disse valg vil spille sammen med den pågældende lokalitet f.eks. topografi, jordtype og tidligere gødskning samt af det omgivne landskab og ikke mindst tid siden skovrejsning. Desuden vil effekten af tiltaget afhænge af om referencen er landbrug eller ældre skov.

Skovrejsning med støtte er et varigt tiltag og det er også en vigtig præmis, da udviklingen i biodiversitet i de nye skove er afhængig af spredning af skovtilpassede arter fra omkringliggende skov eller hegn og afstanden til ældre træer eller skov er afgørende, da mange skovtilpassede arter ikke er tilstede på de

tidligere dyrkede marker. Mange skovarter har begrænset spredning (Brunet, 2007), så det tager tid. Desuden er mange arter afhængige af et skovklima, før de kan etablere sig, så der skal først udvikles et kronedække og et førnalag. Effekten af de forskellige biodiversitetsfremmende tiltag vil derfor først vise sig efter årtier eller hundrede år (se Figur 5.1).

Generelt vil det dog gælde, at alle tiltag vil have en positiv effekt på biodiversiteten i eller udenfor skoven og anvendelse af flere virkemidler vil have større effekt end valg af bare et virkemiddel, hvis referencen er landbrug. Der er ikke udarbejdet en score for effekten.

Biodiversitetsvirkemidler og støtteordninger til skovrejsningen

"Formålet med tilskud til privat skovrejsning at etablere nye skove, der forbedrer vandmiljøet og naturen ved en reduktion af kvælstof til søer, fjorde og/eller indre farvande, på privatejede landbrugsarealer. Sekundært skal privat skovrejsning etablere nye skove, som beskytter drikkevandsressourcer eller binder kulstof." (Miljø- og Fødevareministeriet, 2020).

Terrestrisk biodiversitet er således ikke en del af målsætningen for nye skove. Der indgår elementer i støtteordningerne af positiv betydning for biodiversiteten på selve skovrejsningsarealet. Der er således tilskud og pligt til at plante løvskovbryn. Der er krav om mindst to træarter i løvskove og mindst 3 træarter ved nåleskov. Løvskove er generelt mere artsrige end nåleskove og tilskuddet til løvskov er højere end til nåleskov, hvilket kan ses som biodiversitetsfremmende. Der er en positivliste af træarter og krav om en vis indblanding af løvtræer i nåleskov. Andre virkemidler med en positiv effekt på biodiversiteten er der ikke taget højde for i støtteordningerne, som f.eks. etablering af lysninger og vådområder. Træløse områder kan indgå med op til 10 % af arealet, men de er ikke støtteberettiget i den nuværende tilskudsordning (Miljø- og Fødevareministeriet, 2020). Tilsvarende kan arealer med naturlig tilgroning som etableringsmetode indgå, men er heller ikke støtteberettigede.

I de følgende afsnit 5.1-5.8 er der beskrevet en række virkemidler, som kan forbedre grundlaget for biodiversiteten i nye skove på landbrugsjord. De fleste af disse tiltag kan implementeres allerede i forbindelse med design og etablering af ny skov. De enkelte virkemidler vil generelt have en gavnlig effekt på biodiversiteten. Dyr og planter har forskellige krav til omgivelserne og forskellige tiltag vil tilgodese forskellige organismer, så en variation af virkemidler i en skov vil understøtte flest dyr og planter. Nogle arter er knyttet til specifikke træarter, andre har behov for lys og varme eller fugtigt og koldt miljø, så potentiale for høj biodiversitet skabes ved at øge heterogeniteten i skoven (se desuden afsnit 2.1.1).

Skovrejsning har et langsigtet formål. Udvikling af biodiversitet i de nye skove tager ligeledes rigtig lang tid, så selv om en del biodiversitetstiltag kan implementeres, når skovene etableres, vil effekten på biodiversiteten i selve skoven måske først begynde at vise sig efter 20-30 år eller senere. Rejses skov med støtte, vil den være omfattet af fredskovspligt og er dermed et varigt tiltag. De første mange år vil der være en effekt på det omgivende vandmiljø i form af nedsat tilførsel af kvælstof og gradvist udvikles biodiversiteten i selve skoven. Perspektivet er som angivet i Figur 5.1 fra årtier til århundreder. Under de

enkelte virkemidler er der angivet varighed med fokus på implementering af tiltaget. Generelt antages virkemidlerne at have en gradvist stigende og varig effekt på biodiversiteten.

Særligt i forhold til de driftsøkonomiske beregninger

Siden 2016 har private skovrejsningsprojekter kunnet fortsætte grundbetalingstilskuddet såfremt der har været tilsagn til skovrejsningen, men om ordningen er permanent eller tidsbegrænset vides ikke (LBST, 2020f). Det forudsættes på den baggrund, at grundbetalingen kan fastholdes på linje med de øvrige virkemidler på dyrkningsfladen.

For virkemidlerne til skovrejsning gælder, at de fleste skal ses som et tillæg til almindelig skovrejsning. Der anlægges altså en marginalbetragtning, hvor meromkostningerne forbundet med virkemidlerne beskrives. Det betyder, at de tiltag, der lægger beslag på et areal tilskrives en arealmæssig alternativomkostning på linje med virkemidlerne på dyrkningsfladen afhængig af deres udbredelse. Virkemidler, der omhandler ændringer i anlægs- eller driftspraksis, er meget kontekstafhængige, og antagelserne bag beregningerne specificeres i de enkelte virkemidler under afsnittene om driftsøkonomi. Samfundsøkonomien beregnes ved anvendelse af nettoafgiftsfaktoren på 1,28 (se afsnit 2.2).

5.1 Reduceret jordbearbejdning ved etablering

Jordbearbejdning i forbindelse med kulturanlæg har til formål at skabe plads til fremspiring og vækst af træer uden konkurrence fra græsser og urter.

Nuværende regler og praksis:

I de nuværende støtteordninger er der mindstekrav til antallet af levende vedplanter i kulturen efter fem år (Tabel 5.2). Tilskuddet minimeres efter de nuværende regler, hvis der foretages reolpløjning før plantning.

Tabel 5.2. Mindstekrav til antallet af levende vedplanter under de nuværende skovrejsningsstøtteordninger.

Bevoksningstype	Antal planter pr. ha
Løvtræsbevoksning eller løvskovbryn	4000
Ekstensiv løvtræsbevoksning eller ekstensiv løvtræsbryn	2000
Nålebevoksning	2800
Ekstensiv nålebevoksning	1400
Naturlig tilgroning	0

Alternative kulturmetoder med lidt eller ingen jordbearbejdning anvendes, men der er behov for udvikling og demonstration med hensyn til teknik, økonomi, overlevelse, skovbillede, naturindhold, N-udvaskning mv. (Gundersen og Buttenschøn, 2005).

Omfang: Hele arealet med undtagelse af områder, der tages fra til lysninger og vådområder.

Varighed: Jordbearbejdning vil kun foregå i forbindelse med anlæg af skov. Etablering af skov er langsigtet, da arealet pålægges fredskovspligt efter Skovloven.

Anlæg og/eller ændringer, som tiltaget indebærer: Der har været forsøg med mellemafgroder for at mindske konkurrence med plantede træer, og dermed mindske behovet for jordbearbejdning, da der er krav om overlevelse af et antal planter/ha i støtteordningen efter de første 5 år (Tabel 5.2).

Effekter på natur og biodiversitet

Der er få undersøgelser af, hvad jordbearbejdning i skov betyder for jordbundens fauna eller på elementer af betydning for biodiversiteten i skov (Löf et al. 2012; Ravn, 2004). Der er rapporteret øget diversitet af bundvegetation ved indledende jordbearbejdning, da brud i bunddække og blotlægning af mineraljord giver plads til nye arter. Jordbundens organismer er til gengæld meget sensitive overfor udbredte forstyrrelser af jordbunden (Petersen og Gjelstrup, 1987), da de ofte har begrænset spredningsevne. Skovrejsning har et udgangspunkt i jorder, der er forstyrret af lang tids landbrugsdrift, og hvor de skovtilknyttede arter således ikke er til stede. Derfor er indledende jordbearbejdning ved skovrejsning ikke en trussel mod etablering af en flora og fauna relateret til skov. Mens mekanisk jordbearbejdning havde en negativ effekt på biller i gammel skovjord, blev der observeret en diversitets-fremmende effekt på skovrejsningsarealer på tidligere dyrket jord (Ravn, 2004). Vi ved, at hurtig etablering af et vegetationsdække vil minimere eller stoppe udvaskningen af kvælstof fra et areal efter få år (se afsnit 5.6). Jordbearbejdning i forbindelse med kulturanlæg kan være med til at fremme hurtig etablering af træerne og dermed mindske tabet af næringsstoffer til vandmiljøet.

Det er ikke kun jordbearbejdning, der påvirker jordbunden og dens organismer. Kørsel med tunge maskiner betyder komprimering af jorden og påvirkning af hydrologien i skoven (Callesen et al., 2017) og især skovbundsplanterne er sensitive (Godefroid og Koedam, 2004). Landbrugsjorderne til skovrejsning har været udsat for kørsel med tunge maskiner, så hvis der foretages en indledende jordbearbejdning, er det vigtigst at løsne jorden i køresporene og dermed på sigt påvirke biodiversiteten positivt, hvis fremtidig kørsel med tunge maskiner udelades. Det kan også betyde en bedre rodudvikling for træerne.

Boks 22. Anbefalinger vedr. reduceret jordbearbejdning som biodiversitetsvirkemiddel.

Jordbearbejdning anbefales generelt ikke i skov, da jordbundsorganismerne er sensitive overfor forstyrrelse af jordbunden.

Ved anlæg af nye skove på tidligere landbrugsjord er udgangspunktet en forstyrret jord og jordbearbejdning i forbindelse med etablering af skov er ikke en trussel mod biodiversiteten. En indledende jordbearbejdning kan tværtimod have en gavnlig effekt for biodiversiteten, hvis jorden er komprimeret af kørsel med tunge køretøjer og løsnes ved jordbearbejdning.

Desuden vil blotning af bar jord fremme etablering af træerne og dermed en hurtigere udvikling af skoven og tilbageholdelse af kvælstof på arealet.

Efter indledende jordbearbejdning bør der ikke køres i skoven med tunge køretøjer.

Driftsøkonomisk effekt

Her beskrives de marginale omkostninger forbundet med ikke, at anvende reolpløjning ved etablering af skovrejsning.

Såfremt skovrejsningen anlægges med reolpløjning, vil det medføre en omkostning til jordbearbejdning i omfanget 3.500 kr./ha, såfremt der ikke forekommer store sten i undergrunden eller jorden er meget leret (personlig kommunikation Bent Holm¹). Alternativt kan skoven anlægges med almindelig pløjning og en efterfølgende harvning. Pløjning på landbrugsjord koster i omegnen af 725 kr./ha og en harvning til såbed koster 258 kr./ha (Planteavlsnyt, 2019). Der vil imidlertid forekomme stor variation i praksis, og der eksperimenteres sågar med anlæggelse direkte i stubben påfølgende en nedvisning af afgrøden. Den marginale besparelse på jordbearbejdning uden reolpløjning, er derfor i omegnen af 2.517 kr./ha ($3.500 - (725 + 258)$).

Reolpløjning anvendes, fordi det generelt øger overlevelsen af planterne (Matthesen, 1993) og den reelle driftsøkonomiske forskel på de to jordbearbejdninger vil derfor inkludere en overvejelse om at genplante mistede planter, øge plantetallet ved anlæggelsen eller beregne det driftsøkonomiske tab fra et lavere plantetal. Her regnes på, at øge plantetallet med det forventede tab ved planteafgang, dvs. planter, der dør inden for de første år efter udplantning.

Der er evidens for, at reolpløjning øger væksten, både blandt nåle- og løvtræer (Matthesen og Pedersen, 1995a), hvorfor det kan have betydning for udbyttet senere i bevoksningens levetid, men uden at det kan kvantificeres yderligere her. Det kan også ses, at reolpløjning har størst betydning for en reduktion i planteafgang for nåletræarterne rødgran og sitka (Matthesen og Pedersen, 1995b).

Et forsøg fra Tårupgård Plantage på et stormfaldsareal viser, at planteafgangen uden jordbearbejdning var 33 %, 26 % ved traditionel boring og 19 % ved reolboring (dybdeboring) af plantehullet (Theilby, 2012). Det antages her, at reolpløjning fører til samme planteafgang som reolboring og planteafgangen i plantagedrift kan sammenlignes med planteafgang ved skovrejsning. Dermed øges planteafgangen altså med 14 %-point, hvis der ikke anvendes reolpløjning, og ved 4.000 planter/ha ved skovrejsning, giver det et øget behov for plantning af 540 planter per ha. Med en omkostning på 3,4 kr./stk. til plantning og 1,75 kr./stk. til planter, (Lundhede og Jacobsen, upubliceret) giver det en meromkostning ved øget behov for genplantning på -2.781 kr./ha. Sammenholdes det med besparelse på jordforberedelsen kan det ses, at der reelt tabes -264 kr./ha, eller som en annuitet på -11 kr./ha/år ved ikke at reolpløje på de arealer, der ellers er egnet til reolpløjning. De -11 kr./ha/år repræsenterer den driftsøkonomiske omkostning, hvorimod denne skal opjusteres med 28 % for beskrivelse af de samfundsøkonomiske omkostninger til 14 kr./ha/år (se afsnit 2.2).

¹ fra Gammelskov Maskinstation

5.2 Træartsdiversitet

Fordelingen af træarter i skovene er et af de elementer, der har størst betydning for skovens biodiversitet (Scherber et al. 2010, Scherber et al. 2014). Det skyldes, at mange af skovens organismer er knyttet til specifikke træarter (Dahlberg og Stokland, 2004), og flere træarter sammen betyder flere forskellige levesteder og en større potentiel diversitet.

Nuværende regler og praksis:

I den aktuelle tilskudsordning er der indbygget et vist økonomisk incitament til at tilgode biodiversiteten, idet plantning med løvskov og løvskovbryn udløser det højeste tilskud. Der er en liste over godkendte arter og provenienser (oprindelse).

Der er for løvskov krav om, at mindst 50 % er hjemmehørende arter, 10 % af planteantallet skal være en anden træart end hovedtræarterne, og mindst 75 % af planteantallet skal være løvtræer. Op til 40 % kan bestå af små træer, buske og/eller ammetræer, som ikke forventes at indgå i det fremtidige kronetag. Ammetræer må maksimalt udgøre 30 %. Eventuelle holme med nåletræer skal have mindst 20 m afstand fra hinanden (Miljø- og Fødevareministeriet 2020). Desuden er der et generelt krav om, at træarterne skal fordeles over arealet.

For nåleskov skal der være mindst 10 % løvtræer eller mindst 3 forskellige nåletræarter, hver med mindst 10 % af planteantal. Op til 40 % kan bestå af små træer, buske og/eller ammetræer, som ikke forventes at indgå i det fremtidige kronetag. Ammetræer må maksimalt udgøre 30 %.

Der er krav om og også tilskud til ydre løvskovbryn, der i den gældende ordning skal være 10-40 m brede, dog mindst 20 m mod nord og vest. Brynene skal bestå af 100 % løvtræer og buske. Hvor det er egnet, kan der indplantes ét stabilt nåletræ per 100 m. Buske skal udgøre mindst 20 % og maksimalt 60 % af det samlede antal planter. Ammetræer må maksimalt udgøre 30 %. Buske kan plantes fortrinsvist i yderste række af skovbrynet.

Naturlig tilgroning kan anvendes på 10 % af arealet, der udlægges til skovrejsning under den aktuelle tilskudsordning. Træartsdiversiteten er ofte høj, når skovrejsning foregår ved naturlig succession (Pedersen et al. in prep A).

Varighed: Langsigtet, idet arealet pålægges fredskovspligt efter Skovloven.

Anlæg og/eller ændringer, som tiltaget indebærer: Valg af træart påvirker arealet i minimum en træalder.

Effekter på natur og biodiversitet

Både træartsvalg og fordelingen af træarter i skovene er et af de elementer, der har størst betydning for skovens biodiversitet (Scherber et al. 2010; Scherber et al. 2014) og som til en vis grad er tilgodeset i

støtteordningen anno 2020. Jo flere forskellige træarter sammen, jo flere forskellige levesteder vil der være i skoven. De forskellige træarter har en række egenskaber, der bidrager til biodiversiteten. Træerne selv vil bidrage med levesteder og føde for en række af skovens organismer. Desuden vil de påvirke omgivelserne afhængigt af, om det er lys- eller skyggetræer og om træernes løv er letomsætteligt eller svært nedbrydeligt. Skove med en varieret træartssammensætning vil huse flere herbivore insektarter og individer og samme mønster ses for deres predatorer (O'Brien et al. 2017). O'Brien et al. (2017) viste at sammensætningen af træarter og insektarter var korreleret, hvilket indikerer at insekterne er knyttet til specifikke træarter. Hjemmehørende træer og buske har flere organismer tilknyttet. Disse arter har derfor den største betydning for biodiversiteten af f.eks. insekter og svampe (Southwood, 1961; Kennedy & Southwood, 1984; Dahlberg & Stokland, 2004; Penone et al. 2018). Penone et al. (2018) undersøgte i et studie 13 taxa i 150 bøgedominerede bevoksninger i 3 regioner i Tyskland. De fandt bl.a., at en øget indblanding af eg i bøgebevoksninger generelt havde en positiv indvirkning på artsdiversiteten af de fleste undersøgte overjordiske artsgrupper. Tilsvarende fandt Godefroid et al. (2005), at indblanding af andre løvtræarter i bøgeskov havde en positiv effekt på bundvegetationen relateret til en hurtigere omsætning af føden. En undersøgelse af ældre bøgeskove på Sjælland viste, at indblanding af andre løvtræarter i bøgebevoksninger var positivt korreleret med diversiteten af skovbundsfloraen (Riis-Nielsen, 2017), hvilket igen var korreleret til jordens vandindhold. Studier peger desuden på, at f.eks. indblanding af nåletræer i løvskov øger den strukturelle heterogenitet (Pretzsch et al. 2016) og artsdiversitet (Gao et al. 2014), da nåle- og løvtræer understøtter forskellige arter (Penone et al. 2018).

En analyse af data fra Den Nationale Skovstatistik (NFI) viser, at der gennem de seneste 30 år er registreret 55 forskellige vedplanter på arealer med skovrejsning og artsantallet svarer til, hvad der er fundet af arter i Naturstyrelsens arealer, hvor skovrejsningen er foregået ved naturlig tilgroning (Pedersen et al. in prep B). Der er dog stor forskel på arterne i de plantede skove og skove, som er et resultat af naturlig tilgroning. De plantede skove har flere hurtigt voksende eksotiske nåletræer og en lavere andel af pollen- og nektarplanter (Pedersen et al. in prep B) og dermed mindre betydning for biodiversiteten end skov med højere andel af hjemmehørende løvtræarter. I Danmark er de hjemmehørende arter hovedsageligt løvtræarter med undtagelse af skovfyr, taks og ene. De ikke-hjemmehørende træarter er næsten alle nåletræer. Da nåletræer har haft kort tid i landet, har de generelt færre organismer tilknyttet (Southwood, 1961) end løvtræerne med lind som en undtagelse.

En ny undersøgelse fra 33 af Naturstyrelsens skovrejsningsområder viser, at naturlig tilgroning ved etablering af nye skove på landbrugsjord er et godt middel til at skabe skov med en høj diversitet af træer og buske. Frøkilder i randzonen af det udlagte tilgroningsområde har stor indflydelse på tilgroningshastigheden og diversiteten af træer og buske (Pedersen et al. in prep. A). Selv om forladte landbrugsarealer naturligt vil gro til med træer og buske og skabe en mere varieret skov, er hovedparten af de nye skove plantet, da naturlig tilgroning kan være en langsom proces. Denne proces kan dog fremmes med forskellige tiltag (se afsnit 5.8 om assisteret spredning).

Boks 23. anbefalinger vedr. træartsdiversitet som biodiversitetsvirkemiddel.

Træartsvalg og -sammensætning er vigtigt for skovens biodiversitet, da mange af skovens organismer er knyttet til specifikke træarter, og flere træarter sammen betyder flere forskellige levesteder og en større potentiel diversitet.

Løvskov er generelt mere artsrig end nåleskov, så det anbefales at plante løvskov med flere træarter eller sørge for en vis indblanding af løv i nåleskove.

Det anbefales at plante hjemmehørende træarter, da en relativ større del af skovens organismer er knyttet til de hjemmehørende træarter.

Det er vigtigt med en høj andel af pollen- og nektarplanter, hvilket ofte findes i skove etableret med naturlig tilgroning eller hvor dette prioriteres i tilplantningen.

Driftsøkonomisk effekt

Her beregnes det marginale tab forbundet med at have løvtræer frem for nåletræer.

Nåletræ har generelt en højere træproduktionsværdi, hvorfor krav om løvtræ i skovrejsning vil medføre et driftsøkonomisk tab. Baseret på beregninger i Lundhede og Jacobsen (ikke udgivet) kan det udledes, at der vil være en årlig forskel i afkastet per ha mellem nåletræ og løvtræ på 71-742 kr. afhængig af boniteten² (annuitet, se kapitel 2). Den samfundsøkonomiske omkostning er 28 % større end den driftsøkonomiske på 71-742 kr./ha/år og er derfor 91-950 kr./ha/år.

Såfremt der stilles krav til flere løvtræerarter, vil der være flere økonomiske effekter på produktivitet, stormfald osv. i spil, som ikke kan kvantificeres nærmere inden for rammerne af denne udredning.

5.3 Lysninger

Der anvendes ofte et højt planteantal i nye skove. Det giver en mørk og ensartet skov, hvor der måske først kommer lys til skovbunden, når træerne er 20-50 år gamle. Lysninger i skoven er ofte skabt af naturlige katastrofer som døde træer og stormfald eller pga. vandlidende jord. De naturlige katastrofer hører oftest hjemme i de sene skovfaser og vil derfor ikke forekomme i nye skove, med mindre der aktivt etableres lysninger ved at undlade at tilplante et areal eller ved etablering af våde partier, hvor vandstanden i hvert fald periodevis vil hindre tilgroning af skov med et tæt kronedække.

Nuværende regler og praksis:

Ved skovrejsning kan der inddrages lysåbne arealer, der ikke tilplantes, som en del af et samlet skovareal. Vejledning for tilskud angiver, at skovrejsning skal minimum være 2 ha. Ifølge de gældende EU-regler kan lysåbne arealer, såfremt de enkeltvis eller tilsammen omfatter et areal $\geq 0,1$ ha ikke medregnes i det tilplantede skovareal. Det omfatter f.eks. skovveje, søer, moser og andre udyrkede arealer. Skovlovens regler om omfang af lysåbne arealer og græsning vil være gældende i skovrejsning med tilskud. Åbne

² Både jordværdi- og annuitetsberegning er baseret på 1,5 % i rente.

arealer må gerne drives med ekstensiv landbrugsdrift med f.eks. slåning, høslæt eller afgræsning som led i naturpleje af arealerne (Miljø- og Fødevareministeriet, 2020).

Varighed: Etablering af lysåbne arealer sker i forbindelse med tilplanlægning. Indgår åbne arealer i skoven, er de pålagt fredskovspligt og drives efter Skovlovens regler (Miljø- og Fødevareministeriet, 2020).

Anlæg og/eller ændringer, som tiltaget indebærer: Inddragelse af yderligere arealer i skovrejsningen. Arealet vil udgå af aktiv produktion fra den tidligere landbrugsanvendelse.

Effekter på natur og biodiversitet

Skabelse af lysbrønde og lysåbne arealer vil give en række indre bryn, der har stor betydning for biodiversiteten. En del arter er tilknyttet skovlysninger, hvor der er lys og varme, men ikke kraftig vind. Andre arter har komplekse krav til omgivelserne og er måske afhængig af kerneskov i larvestadiet, men søger føde på pollen- og nektarplanter i lysningerne som voksen. Lysningerne kan desuden bruges til at fremme udviklingen af en mere heterogen skovstruktur (Bauhus et al. 2009). Et studie af lysninger versus lukket kronedække viser en stigende diversitet af skovbundsfloraen i lysninger på op til 20-30 m i diameter (Kern et al. 2014), mens Tinya og Ódor (2016) fandt at karplanter og mosser responderede på mindre lysninger på 5-10 m, mens opvækst af vedplanterne var associeret til større lysninger på 25 m diameter. I forbindelse med levende hegn vil lysninger kunne udgøre faunakorridorer for pattedyr. Ved etablering af skoven kan et mindre areal udlægges til naturlig tilgroning og lysninger. Lysninger kan som sagt også skabes ved hjælp af naturlig hydrologi.

Boks 24. Anbefalinger vedr. lysninger som biodiversitetsvirkemiddel.

Lysbrønde og lysåbne arealer vil give en række indre bryn, der har stor betydning for biodiversiteten. En del arter er tilknyttet skovlysninger, hvor der er lys og varme, men ikke kraftig vind.

Lysninger kan med fordel placeres, hvor dyrkningsgrundlaget for skov er dårligst og hvor der samtidig er størst potentiale for udvikling af varierede levesteder. Det kan være i fugtige lavninger, på vandlidende jorde eller på stejle skråninger. Ofte vil virkemidlet kunne kombineres med etablering af vådområder. Lysninger kan med fordel indgå i den overordnede planlægning og design af skovrejsningen (herunder øvrig beplantning, adgangsveje etc.)

Lysningers størrelse, form og alder har betydning for biodiversiteten. Hvis diameteren er $< 1 \times$ bevoksningshøjden understøtter lysningen regeneration af skyggetolerante træer, hvorimod et diameter:højde-forhold på 1,5 eller mindst 2,0 understøtter hhv. intermediært lyskrævende og lyskrævende træer (Muscola et al. 2014).

Lysninger på 20-30 m i diameter anbefales, hvis målet er en artsrig bundvegetation. Større lysninger på 1.5 – 2 gange træhøjden af bevoksningsen fremmer tilgroning med lysterarter.

Lysninger kan med fordel holdes åbne, indtil lysninger naturligt dannes i de senere skovfaser efter årtier til måske 100 år.

Større lysninger vil give plads til mere dynamiske overgange mellem skov og lysåben natur.

Driftsøkonomisk effekt

Her beregnes den marginale omkostning ved at anlægge 0,1 ha lysning i forbindelse med en nettoskovrejsning på 1,0 ha.

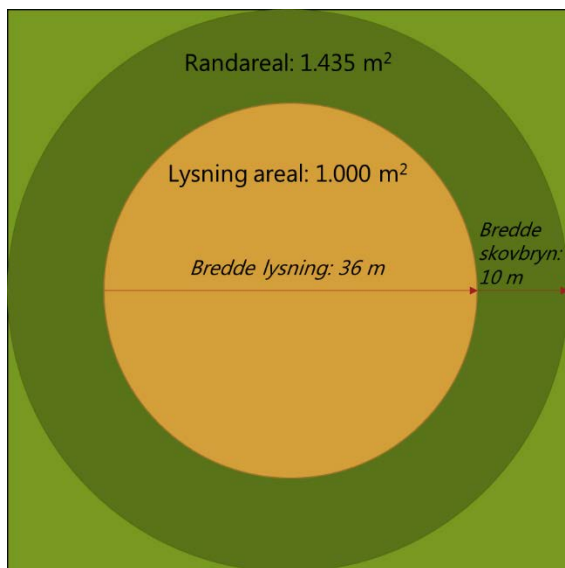
Anlæggelsen af lysninger ved skovrejsning øger arealet, der er nødvendigt til skovrejsningen, såfremt der ønskes det samme effektive skovareal. Derfor vil anlæggelsen af lysninger medføre en arealmæssig omkostning til den alternative landbrugsudnyttelse, der er én til én mellem lysningens areal og den alternative landbrugsudnyttelse; jf. punkterne (1) og (2) i kapitel 3, hvor der beskrives en alternativomkostning til 1.000 m² lysning/ha skovrejsning. Dermed er punkt (1) og (2) meromkostninger til skovrejsningen.

Derudover må det også forventes, at der ved anlæggelsen af lysninger også skabes en indre rand afhængig af lysningens størrelse (3). Hvis der er tale om større lysninger vil det reducere trækvaliteten af træerne, der vokser i kanten af lysningen, eftersom de vil få flere lavt siddende grene. Der vil være stor variation i udviklingen af lavt siddende grene afhængigt af, hvor stor lysningen er og i den økonomiske betydning af disse afhængigt af træarten.

Hvis det antages, at skovranden er 10 meter bredt og lysningen er 1.000 m² og rund, så vil arealet af randen være 1.435 m² per ha (Figur 5.3). Hvis det antages, at en forøgelse af randarealet nedsætter kvaliteten af fremtidige træprodukter således, at sortimentsfordelingen af træprodukter giver 50 % færre højkvalitetskævler i randarealet i egeskov, dvs. de 0,1435 ha, da vil nutidsværdien heraf være 34 kr. la-vere per ha³ eller 0,6 kr./lysning/år for gode jorde. I bøgeskov vil der være tale om lidt større omkostninger. Antag igen, at mængden af højkvalitetskævler reduceres med 50 % på gode jorde i randarealet, dvs. de 0,1435 m². Det giver et tab i jordværdien på 1.110 kr. eller en årlig omkostning per lysning på 17 kr. De 17 kr./lysning/år forventes, at være den øvre grænse for tab, eftersom der her er tale om en højproduktiv jord.

Bemærk, at de 0,6 kr. for i egeskov og 17 kr. for bøgeskov ikke beskriver tabet af 1 ha med skov der er påvirket af rand, men omkostningen ved en hektar med et randareal på 1.435 m². Omkostningen ved en reduktion af kvaliteten af træerne i randarealet vil være helt afhængig af hugstregimet, jordbundstypen og lysforholdene.

³ Under forudsætning af 160 års omdriftsalder (den optimale) og 1,5 % diskonteringsrente.



Figur 5.3. Illustration af areal med indre rand ved lysning på 1.000 m².

I tillæg må det forventes, at der vil forekomme en øget udgift til hegn ved anlæggelsen af lysninger, såfremt det samme effektive skovareal skal realiseres (4), denne ekstraomkostning kan dog være beskednen. Skovøkonomisk Tabelværk (2003) angiver nutidsomkostningen til opsætning, eftersyn og nedtagning af hegn til -17.208 2020-kr./ha skovrejsning eller -43 kr./meter. Hvis vi antager, at skovrejsningsarealet øges med 10 % pga. lysninger, vil den øgede omkostning til hegn falde med arealet pga. det faldende forhold mellem omkreds og areal. Såfremt at skovrejsningsarealet er kvadratisk vil den øgede årlige omkostning til hegn være -57, 36 og 26 kr. per hektar for skovrejsning på henholdsvis 2, 5 og 10 hektar ved anlæggelse af 1.000 m² lysning per hektar skovrejsning. Endvidere må det forventes, at lysningerne forbedrer det jagtmæssige potentiale af arealet. I Tabel 5.3 beskrives således den årlige omkostning per ha ved anlæggelse af 1.000 m² lysning i forbindelse med skovrejsning på én ha.

Tabel 5.3. Drifts- og samfundsøkonomiske omkostninger forbundet med anlæggelsen af 1.000 m² lysning i kr./ha/år.

Årlig omkostning i kr. per ha skovrejsning med 1.000 m ² lysning	Driftsøkonomi	Samfundsøkonomi
Jordrente (1)	-188	-241
Harmoniareal (2)	-20	-26
Rand (3)	-17	-22
Hegn (4) ved 2 ha	-57	-73
Hegn (4) ved 5 ha	-36	-46
Hegn (4) ved 10 ha	-26	-33
Sum 2 ha skovrejsning	-282	-361
Sum 5 ha skovrejsning	-261	-334
Sum 10 ha skovrejsning	-251	-321

Eksisterende støtteordninger

Der gives i de nuværende ordninger ikke støtte til lysåbne arealer inden for Skovlovens grænser.

5.4 Vådområder i skoven

Skovens vådområder er typisk artsrige sammenlignet med tør skov og huser en særlig flora og fauna, der varierer i henhold til vådområdets type og beskaffenhed. Da skovrejsning sker på landbrugsarealer, der typisk er dræned, vil etablering af våde områder kræve, at der sker en lukning af grøfter og/eller dræn.

Nuværende regler og praksis:

Søer og moser (og andre vådområder) kan indgå i skovrejsning, men de er ikke omfattet af støtteordninger og de tæller ikke med i skovarealet. De nuværende tilskud til etablering af vådområder gælder kun landbrugsarealer. Ved skovrejsning med tilskud må vådområder maksimalt udgøre 0,1 ha under den aktuelle tilskudsordning. Vandløbsloven og dens regler skal tages i betragtning ved ændring/genskabelse af naturlig hydrologi på alle arealer, da en genetablering af et vådområde i en del af skovrejsningen kan hæve vandstanden i andre dele og få utilsigtede konsekvenser.

Placering: Vådområder vil naturligt opstå i lavninger eller på vandlidende jorde, hvis dræning ophører. Placeringen kan i mange tilfælde forudses ved undersøgelse af terrænkortet for området, som det også angives i vejledningen til den aktuelle støtteordning for Skovrejsning. Etablering af våde områder kan med fordel indgå i en helhedsplan, hvor også de lysåbne områder indtænkes.

Omfang: I den aktuelle støtteordning indgår vådområder (søer og moser) ikke i opgørelsen af skovarealet.

Varighed: Lukning af grøfter og dræn er en engangsforanstaltning. Det etablerede vådområde vil permanent være et område uden nævneværdig træproduktion.

Anlæg og/eller ændringer, som tiltaget indebærer: Naturlig hydrologi og vandstand kan genskabes ved aktiv eller passiv grøftelukning eller tilstopning af dræn. Aktiv lukning af grøfter eller dræn indebærer, at man tilstopper dem og derved fjerner deres vandførende evne. I løbet af kort tid vil arealet blive vådere. Passiv lukning indebærer et ophør af vedligeholdelsen af grøfter og dræn, som langsomt tilstoppes med jord, løvfald og kviste. Denne proces kan være langsom.

Effekter på natur og biodiversitet

Skovens vådområder er typisk artsrige sammenlignet med tør skov, og huser en særlig flora og fauna, der varierer i henhold til vådområdets type og beskaffenhed. Ved at etablere et eller flere vådområder i en nyplantet skov kan man på sigt skabe en naturlig skovdynamik, og gavne biodiversiteten.

Etableres vådområder i en skovrejsning, kan det resultere i lysninger og artsrige og dynamiske overgange mellem vådområder og skoven. Man kan med fordel lade en rand omkring vådområdet stå uden plantning, så der ved naturlig tilgroning etableres en vegetation af urter, buske og småtræer, der kan tåle periodevis oversvømmelse. Disse overgangszoner har høj diversitet. Kombinationen af skov og vådområder giver ophav til en række unikke habitater, der sjældent findes i det åbne land. Træer giver bl.a. læ til pattedyr og en række svagt-flyvende insekter, hvis larvestadie er tilknyttet vådområder som døgnfluer og stankelben (Kirby 1992; Byriel et al. 2020). Andre insekter er tilknyttet friske blade, bark eller dødt ved i dele af deres livscyklus og vådområder i andre dele, og de har derfor behov for at kunne bevæge sig mellem habitaterne (Kirby 1992). Nedfaldent løv er også en vigtig fødekilde for nedbrydende organismer. Ved høj jordfugtighed kan denne førne huse en særdeles arts- og individrig jordbundsfauna (Frouz 1999). Dette afspejles, under gunstige redeforhold, i fødenettet på højere trofiske niveauer i form af en øget forekomst af fugle og flagermus i vådområder.

Vandstanden spiller en afgørende rolle for artssammensætningen og fordelingen af træer og omvendt har træarter en betydning for vandstanden. Nåletræer har et højere vandforbrug end løvtræer og kan dermed udtørre jorden (Christiansen et al. 2008), hvorfor nåletræer ikke bør plantes tæt på vådområder, der ønskes opretholdt.

Boks 25. anbefalinger vedr. vådområder som biodiversitetsvirkemiddel.

Skovens vådområder er typisk artsrige sammenlignet med tør skov. Etableres vådområder i en skovrejsning, kan det resultere i lysninger og artsrige og dynamiske overgange mellem vådområder og skoven. Fluktuerende vandstand vil hæmme tilgroning og skabe diversitet i og omkring vådområdet.

Vådområder vil naturligt opstå i lavninger eller på vandlidende jorde, hvis dræning ophører.

Selv små vådområder vil have stor betydning for biodiversiteten.

Man kan med fordel lade en rand omkring vådområdet stå uden plantning, så der ved naturlig tilgroning etableres en vegetation af urter, buske og småtræer, der kan tåle periodevis oversvømmelse. Disse overgangszoner har høj diversitet.

Driftsøkonomisk effekt

Her beregnes den marginale omkostning til at etablere vandhuller eller vådområder på 0,1 ha per hektar nettoskovrejsning.

Etablering af vådområder og vandhuller i forbindelse med skovrejsning vil jf. Tabel 5.4 medføre en øget alternativomkostning fra landbrugsproduktionen (1) og evt. tab af harmoniareal (2), se beskrivelse under lysninger.

Såfremt der ønskes anlæg af vandhuller i et skovrejsningsområde henvises til afsnit 3.11 for dokumentation til omkostningen til etablering af vandhul (3). Her beskrives således et vandhul med et samlet areal på 0,24 ha med bræmme, men i forbindelse med skovrejsning må det maksimalt fylde 0,1 ha under den aktuelle tilskudsordning. Det giver en nutidsværdi på -23.000 kr. per vandhul til anlæggelse af et vandhul der samlet set fylder 1.000 m², eller som en årlig omkostning for en hektar med ét 1.000 m² vandhul på 920 kr. Disse omkostninger skal ses i tillæg til de summerede værdier vist i afsnit 3.11, eftersom der forventes de samme randeffekter, som beskrevet i afsnittet omkring hegnsomkostninger og en overvejelse om dannelsen af en indre rand (4).

Ønsker man at genskabe naturlig hydrologi på arealet og har arealet oplevet en betydelig dyrkningsmæssigforbedring af jorden siden dræning, vil lukning af drænen selv sagt reducere dyrkningspotentialen. Det driftsøkonomiske tab ved lukning af drænen er meget afhængigt af, hvordan arealet er drænet i dag, herunder omfang og tilstand af drænen. Man skal samtidig være opmærksom på, at drænen oftest krydser matrikelgrænser, hvorfor lukningen af drænen på et areal kan have følgeeffekter på andre arealer. Her antages, at lukningen kan gennemføres uden betydning for øvrige arealer. Selve lukningen af drænen vil afhænge meget af de givne drænings- og jordbundsforhold, men i et scenarie hvor 1 times arbejde med en gummiged eller en stor rendegraver kan lukke det på en time, vil lukningen af drænen koste ca. 760 kr. (Planteavlssnyt, 2019) eller 30 kr. om året (5). Hvis det antages, at lukningen af drænen medfører, at arealet ikke kan dyrkes, vil det der alene være tale om en alternativomkostning til arealudnyttelsen (se afsnit).

Tabel 5.4. Driftsøkonomiske omkostninger til anlæggelse af vådområder i forbindelse med skovrejsning.

Kr. per hektar skovrejsning per år	2 ha	5 ha	10 ha
Jordrente (1)	-188	-188	-188
Harmoniareal (2)	-20	-20	-20
Anlæg af vandhul (3)	-920	-920	-920
Øget hegn og tab af trækkvalitet (4)	-74	-53	-43
Lukning af drænen (5)	-30	-30	-30

Tabel 5.5. Samfundsøkonomiske omkostninger til anlæggelse af vådområder i forbindelse med skovrejsning.

Kr. per hektar skovrejsning per år	2 ha	5 ha	10 ha
Jordrente (1)	-241	-241	-241
Harmoniareal (2)	-26	-26	-26
Anlæg af vandhul (3)	-1178	-1178	-1178
Øget hegn og tab af træekvalitet (4)	-95	-68	-55
Lukning af dræn (5)	-38	-38	-38

Det er tilladt at benytte op til 10 % af skovrejsningsarealet til vådområder. Etablering af vådområder vil dermed betyde et produktionstab for det pågældende areal samt anlægsudgifter, som kan være minimale, hvis det kan etableres ved lukning af dræn eller betragtelige, hvis det er nødvendigt at grave vådområdet ud.

5.5 Dødt ved, livstræer og kvashegn

Dødt ved er levested for ca. 25 % af skovens organismer (Stokland et al. 2012). Dødt ved genereres specielt i de sene skovfaser og dermed vil der være mangel på dødt ved i mange år i de nye skove. Det vil derfor være af stor betydning, at solitære træer eller levende hegn bevares, hvis de findes på skovrejsningsarealet. Selv om der ikke er dødt ved i nye skove, vil der dog relativt hurtigt kunne skabes dødt ved i forbindelse med første tyndingshugst. Dødt ved af mindre dimensioner har også mange arter tilknyttet. Man vil derfor kunne tilgodese saproxyiske arter (arter, der er afhængige af dødt ved i hele eller dele af deres livscyklus) ved at efterlade en del hugstmateriale i skoven.

Livstræer er træer, der får lov at leve til de dør en naturlig død. Udpegningen fokuserer normalt på gamle træer, som beskyttes, så de kan blive ældgamle og huse sjældne og truede arter, indtil de dør og vælter omkuld i skovbunden. Hvis der er ældre træer på et kommende skovrejsningsområde, kan de med fordel bibeholdes og udpeges til livstræer, der er beskyttet mod hugst. Det kan f.eks. være bevaring af eksisterende hegn og/eller solitære løvtræer, der findes på eller i tilknytning til skovrejsningsområdet. Alternativt kan der plantes 5-10 lidt større træer/ha, som kan blive fremtidens livstræer.

Nuværende regler og praksis:

Dødt ved har generelt været fjernet fra skovene. Mængden af dødt ved er dog stigende, men stadig lav. Tilskudsordningen til skovrejsning fokuserer på de første 5 år efter tilsagn og etablering, og dermed før træernes mortalitet starter, og før der udføres hugst.

Omfang: Der er få undersøgelser af, hvor meget dødt ved, der skal til for at understøtte levedygtige populationer af saproxyiske arter. I et review af Müller & Bütler (2010) estimerer de, at i skove domineret af bøg og eg vil det kræve 30-50 m³ ha⁻¹ dødt ved for at opretholde bæredygtige populationer af saproxyiske organismer. Desuden skal der helst ikke være længere end 2-300 m mellem forekomster af dødt ved. På Naturstyrelsens arealer udpeges 5 livstræer per hektar i gennemsnit.

Varighed: Der skal kontinuerligt tilføres dødt ved, så der skal efterlades dødt ved på arealet ved hver tynningshugst. Jo større dimensioner af stammer desto længere vil veddet understøtte tilknyttede saproxyli-ske arter. Tiltaget skal fortsætte, til der naturligt dannes dødt ved fra syge eller aldrende træer, fra storm-fald og fra livstræer efter årtier eller århundreder.

Anlæg og/eller ændringer, som tiltaget indebærer: Livstræerne bør være hjemmehørende træarter, især løvtræer som ask, eg, bøg, lind, men også gerne skovfyr.

Effekter på natur og biodiversitet

Dødt ved er vigtigt for den biologiske mangfoldighed i skovene, som habitater for en lang række orga-nismer, som laver, mosser, svampe samt insekter (Johannsen et al. 2015; Stokland et al. 2012) og små fugle (Küffer and Senn-Irlet, 2005). Det skønnes, at 25 % af arterne i tempererede og boreale skove er saproxyli-ske (Dahlberg og Stokland, 2004, Stokland et al. 2012, Atrena et al. 2020). De to største orga-nisme-grupper tilknyttet dødt ved er insekter og svampe.

Der tales ofte om dødt ved i store diameterklasser, f.eks. > 60 cm, da en del højtspecialiserede arter er knyttet til dødt ved med stor diameter. I de nye skove vil det tage mange årtier, før der kan produceres dødt ved i de diameterklasser og arterne i gammelt dødt ved vil være forskellige fra arterne i ungt ved (Gossner et al. 2008). Den svenske artsdatabase (Dahlberg og Stokland, 2004) viser, at 50 % af ved-til-knyttede arter forekommer på dimensioner af ved med en diameter > 20 cm, og 15 % foretrækker ved > 40 cm. Hos insekterne foretrækker hovedparten af arterne ved > 20 cm mod kun 16 % af trætilknyttede svampe. Vender man tallene om, viser de, at 50 % af arterne kan klare sig på dødt ved < 20 cm i diameter og 85 % af arterne kan leve på dødt ved < 40 cm i diameter. Undersøgelsen viser også, at få arter har stærk præference for en specifik størrelse. Det skal dog ses i forhold til, at der savnes information for mange arter. Flere studier har undersøgt, hvilken betydning størrelsen af det døde ved havde på diversi-teten af trælevende svampe (Heilmann-Clausen og Christensen, 2004, Nordén et al. 2004). De konclu-derede, at dødt ved i små diameterklasser udgør et vigtigt habitat for visse trælevende svampe, da det har en større overflade per volumen.

Dødt ved vil med tiden udvikle huller, som små pattedyr og fugle lever i. Det kræver større dimensioner dødt ved, men det er nærliggende at antage, at kvashegn til en vis grad kan kompensere for denne mangel, selv om deres funktion for forskellige taxa endnu ikke er dokumenteret. De vil også kunne fungere som insekthoteller.



Foto 6. Kvashegn er de seneste år dukket op i landskabet. Hugstaffald kan i nye skove med fordel samles i kvashegn eller bunker, da det vil skabe varierede forhold i veddet. Nederste lag kviste, grene og stammer vil være i kontakt med jorden. Samling af kvas og tyndede træer vil desuden skabe levesteder for mindre pattedyr og fugle, der ofte mangler levesteder i de nye skove.

Boks 26. Anbefalinger vedr. dødt ved som biodiversitetsvirkemiddel.

En stor del af skovens organismer er knyttet til dødt ved. En øget mængde dødt ved gavner især insekter og svampe.

Der anbefales mindst 30-50 m³ dødt ved pr ha. Det varer mange år før nye skove begynder at producere store mængder dødt ved, men man kan lade hele eller dele af tyndingshugsten ligge på skovbunden.

Det anbefales at samle noget af det døde ved i kvasbunker ved de første tyndingshugster. Det vil kunne understøtte flere organismegrupper end insekter og svampe, f.eks. små pattedyr og fugle. Af hensyn til spredning af arterne, skal der ikke være mere end 2-300 m mellem bunkerne. Ved at samle veddet i bunker, vil noget af det være i kontakt med jorden og forblive vådt og køligt og andet vil være soleksponeret, varmt og tørt, hvilket vil tilgodese flest mulige arter.

Hvis der ikke allerede findes træer på arealet, kan man ved etableringen af ny skov overveje at indplante lidt større træer, der skal blive til fremtidens livstræer. De kan placeres med lidt mere luft omkring i skovbryn eller ved indre bryn, så de får en bredere krone.

Syge eller skadede træer kan man lade stå, da de vil være de første til at producere dødt ved.

Det kan anbefales, at der gives tilskud til bevaring af eksisterende hegn og/eller solitære løvtræer ældre end 50 år, hvis disse findes på skovrejsningsområdet. Desuden foreslås tilskud til etablering af kvas-hegn ved efterladelse af 10-15 m³/ha i 10-20 m ranker i forbindelse med tyndingshugst.

Driftsøkonomisk effekt for dødt ved fra tyndingshugst

Her beregnes omkostningen ved at lave ikke-kommercielle udtyndinger og placere veddet i rækker til biodiversitetsformål.

En forøgelse af dødt ved i skovrejsningsprojekter kan ske ved at efterlade tyndingshugst i skovens tidlige år. Både omkostningen hertil og mængden af dødt ved, der kan efterlades, er helt afhængigt af jordens produktivitet, træarterne og hugststyrken og man vil derfor forvente stor usikkerhed heromkring (Jørgensen et al. 2017). Antag derfor, at hvis den første udtynding i en egebevoksning på bonitet 2 ligger i år 33, vil man ved stærk hugst udtage ca. 20 m³/ha, jf. beregninger til Lundhede og Jacobsen (upubliceret). Hvis hele denne mængde hugges og efterlades i skovbunden, vil det medføre maskinomkostninger som Skovøkonomisk Tabelværk (2003) opgør til -6.826 2020-kr. per hektar, samt den tabte indtægt fra salg af flis som udgør -1.394 kr./ha jf. Lundhede og Jacobsen (upubliceret). Der vil forekomme stor forskel i omfanget af omkostningen ved denne udtynding pga. forskellig tilvækst og driftsregimer og man kan forestille sig skovrejsningsscenarier, hvor der ikke vil være en omkostning og derfor bør omfanget af denne variation kortlægges yderligere. Diskonteres disse tabte indtægter og omkostninger fra år 33 til år 0 fås en nutidsomkostning af virkemidlet på -2.253 kr./ha. Denne omkostning vil kun forekomme én gang i virkemidlets levetid og vil derfor i de første 33 år af skovrejsningen koste 119 kr. per hektar årligt (se afsnit om annuitetsberegningen).

Samling af hugstaffald i kvashegn er ikke en merudgift, hvis man alligevel samler materialet i forbindelse med salg til f.eks. flisning. Hvis det ikke skal flises, kan man efterlade det spredt i bevoksningen uden udgift, men der vil være et mindre tidsforbrug pr ha, hvis det samles.

Såfremt hugstmateriallet ønskes placeret i rækker, kunne man, da der er tale om små dimensioner, forestille sig, at materialet blev trukket ud og placeret i rækker eller hegn, hvor det stables, så vidt muligt, vertikalt for hver 20 meter. Det tager skønsvist 4 timer ekstra per hektar á 206 kr./time (se afsnit 2.2) og derfor koster det altså 824 kroner per hektar i år 33. Det giver en nutidsværdi på 226 kr./ha eller en årlig omkostning de første 33 år på 12 kr./ha.

Tabel 5.6. Drifts- og samfundsøkonomiske omkostninger ved, at lave ikke-kommercielle udtyndinger og efterlade vedmassen (kr. per ha skovrejsning per år).

Årlige omkostninger de første 33 år af skovrejsningen.	Driftsøkonomi	Samfundsøkonomi
Ikke-kommercielle tyndinger	119	152
Placering i rækker	12	15

5.6 Næringsstoffjernelse ved skovrejsning

Formålet med tilskud til privat skovrejsning er at forbedre vandmiljøet og naturen ved en reduktion af kvælstof til søer, fjorde og/eller indre farvande (Miljø- og Fødevareministeriet, 2020).

Etableres skovrejsning med jordbearbejdning inden plantning vil kvælstofudvaskningen de første år være på niveau med udvaskningen fra landbrug beregnet til gennemsnitlig 61 kg N/ha/år. Når træerne er veletableret efter få år, vil der følge en periode med høj vækst, hvor træerne opbygger kroner og danner et organisk lag på skovbunden. Her vil den nye skov forbruge af jordens kvælstof og samtidig optage, hvad der måtte komme fra luften, og nitratkoncentrationen vil være omtrent nul. Når træerne bliver ældre end 20-25 år, begynder de alene at vokse i vedmassen, der er kvælstoffattig. Kvælstofoptaget i træerne bliver mindre, og nitratkoncentrationerne i jorden kan stige igen (Gundersen, 2018, Eriksen et al., in press).

Selv om skovrejsning betyder et stop for gødskning, vil der stadig tilføres kvælstof fra luften (Gundersen et al. 2006). Skovrejsning vil dog både på kort og lang sigt nedsætte næringsstofftilgængeligheden i jorden og udvaskningen til vandmiljøet. Set over en omdrift vil udvaskningen i gennemsnit variere fra 5 til 15 kg N/ha/år (Eriksen et al. in press). Niveauerne vil være afhængige af nedbør, atmosfærisk kvælstofdeposition, jordtype og dyrkningshistorie. De nye skove vil altså have en vis nitratudvaskning, der dog vil være væsentlig mindre end fra landbrug, som ligger på gennemsnitligt 61 kg N/ha/år (Eriksen et al. in press), men ofte større end udvaskningen fra ældre skove.

Landbrugsjorderne er tilsvarende beriget med fosfor, der hovedsageligt transporteres til det omgivende miljø ved erosion og udvaskning i makroporer som fosfor i jordpartikler eller organisk materiale (Andersen et al. 2020). Denne transport ophører overvejende med skovrejsning, men det betyder også, at jordene vedbliver at være fosforberigede.

Massivt udtag af biomasse (f.eks. ved hugst af ammetræer) vil fjerne en del af de overskydende næringsstoffer fra tidligere landbrugsdrift og dermed forbedre grundlaget for mere biodiversitet på lang sigt. Der er endnu ikke lavet opgørelse over næringsstoffjernelse ved hugst, som der er for de lysåbne naturtyper (Schmidt og Gundersen, 2018). Fjernelse af næringsstoffer kan ske ved i en kortere periode at dyrke en hurtigt voksende mellemafgrøde uden gødskning. Der har overvejende været fokus på kvælstof, men de høje fosforniveauer vil også påvirke udviklingen i biodiversiteten i de nye skove.

Nuværende regler og praksis:

Områder med lav tilbageholdelse af kvælstof er prioriteringsgrundlag i de nuværende støtteordninger.

Placering: De nye skove skal placeres, hvor der er højest belastning med kvælstof til vandmiljøet, hvilket allerede indgår som prioriteringsgrundlag i den eksisterende ordning. De nye skove kan også fungere som bufferzone mod høj atmosfærisk kvælstofnedfald, hvor særlig værdifuld skov ligger eksponeret for høj påvirkning med ammoniak fra punktkilder. Afsætning af kvælstof fra punktkilder vil være specielt høj

i den fremherskende vindretning. Afsætningen aftager eksponentielt fra skovkanten og er således specielt forhøjet i de første 100 m.

Varighed: Hurtig tilgroning med græs og urter samt tilplantering vil have en effekt på næringsstofftilgængeligheden i jorden inden for de første 2-5 år. Ammetræer kan have effekt inden for 30 år. Binding af kvælstof i biomasse og organisk stof i jorden vil fortsætte i 150-200 år eller mere, hvis der kontinuerligt fjernes biomasse.

Anlæg og/eller ændringer, som tiltaget indebærer: Der kan overvejes at dyrke en energiafgrøde uden gødskning som mellemafgrøder og uden brug af kvælstoffikserende ammetræer som rødæl, da det mindsker næringsstoffjernelsen fra arealet.

Effekter på natur og biodiversitet

De nye skove fra de seneste 25-30 år er overvejende blevet rejst på intensivt dyrket landbrugsjord og afviger fra forrige tiders skovrejsningsskove på mere mager jord. Landbrugsjorden har været udsat for intensiv gødskning i mange år, og især de store næringspuljer har sået tvivl om, hvorvidt skovrejsning kan være med til at øge naturindholdet i Danmark. Skovene og de tilknyttede organismer vil i lang tid være præget af de høje mængder næringsstoffer.

En hurtig tilgroning af arealet er afgørende for at mindske udvaskningen af $\text{NO}_3\text{-N}$ fra arealet (Gundersen et al. 2006) og dermed mindske påvirkningen af diversiteten i vandmiljøet i og uden for fladen. En række studier har vist en 80-90 % nedgang i udvaskningen, hvis mere end 50 % af jorden er dækket med vegetation (Emmett et al. 1991) og der er en høj negativ korrelation mellem vegetationsdækket og nitratudvaskningen ($r^2=0,7$; Mellert et al. 1998).

Der er i Danmark lavet en del undersøgelser af udviklingen i skovbundsfloraen i de nye skove, der er etableret efter 1989. Undersøgelser viser en massiv opvækst af agerlandets hurtigt voksende urter som mælkebøtte, burre, snorre, rajgræs, kvikgræs og brændenælde på morænejorde de første 20-30 år, hvorimod der i skovrejsningsområder på sandede jorde ret hurtigt udvikles en mere typisk skovbundsflora (Schmidt og Brandbyge, 2017, Lassen and Larsen, 2018). Udvikling af en typisk skovbundsflora er ikke kun udfordret af de høje næringskoncentrationer i jorden, men også af arternes spredningspotentiale. En stor del af skovbundens urter er myrespredte og det er en udfordring i et fragmenteret landskab (Hermy and Verheyen, 2007). Selv om de næringskrævende plantearter ikke generelt understøtter rødlistede arter, er en del insekter ledsagearter til dem. En art som brændenælde er f.eks. levested for larver af nældens takvinge, admiral og dagpåfugleøje.

Hvad de høje næringskoncentrationer gør ved skovens andre taxa, ved vi meget lidt om.

Boks 27. Anbefalinger vedr. næringsstoffjernelse som biodiversitetsvirkemiddel.

Nye skove rejst på landbrugsjord indeholder store næringspuljer, som især på morænejorde vil hæmme udviklingen af en rig skovbundsflora.

De nye skove kan med fordel placeres, hvor der er højest belastning med kvælstof til vandmiljøet. De nye skove kan også fungere som bufferzone mod høj atmosfærisk kvælstofnedfald, hvor særlig værdifuld skov ligger eksponeret for høj påvirkning med ammoniak fra punktkilder.

Indblanding af hurtigt voksende træarter og efterfølgende hugst af disse kan overvejes til fjernelse af næringsstoffer. Det vil hurtigt mindske kvælstofudvaskningen og dermed positivt påvirke diversiteten i omkringliggende vådområder.

Hvis der i de første årtier dyrkes skov med hovedformålet at producere biomasse og fjerne næringsstoffer, anbefales det at indplante træer, der på sigt skal blive til skov med høj træartsdiversitet.

Der er endnu ikke dokumentation for effekten på biodiversiteten af kvælstoffjernelse på selve skovfladen, men rationalet er, at en intensiv produktion og hugst vil fjerne især kvælstofoverskuddet og dermed på sigt bedre forholdene for skovtilknyttede arter.

Der anbefales plantning uden brug af kvælstoffikserende ammetræer som rødæl, da det mindsker næringsstoffjernelsen fra arealet. Der benyttes ikke renafdrift, da det vil mobilisere kvælstof, der er lagret i jorden.

Driftsøkonomisk effekt vedr. reduktion af næringsstoffer gennem fjernelse af biomasse

Her beregnes den årlige gevinst ved at rejse en poppelkultur forud for en blivende løvskov.

Fjernelse af biomasse i forbindelse med skovrejsning kan ske ved en omdrift af højproduktive arter som poppel forud for den blivende skov. På en høj bonitets jord og en omdriftstid på 20 år giver poppel en nutidsværdi i omfanget 5.175 kr./ha (Lundhede og Jacobsen upubliceret)⁴ eller en årlig gevinst på 301 kr. Bøg på højbonitet har en jordværdi på 51.335 kr./ha (Lundhede og Jacobsen, upubliceret), men vil først blive reel efter år 20 og diskonteres derfor til 38.115 kr./ha eller 572 kr./ha/år (se afsnit # om annuitetsberegning). Dermed giver skovrejsning med en poppelkultur med efterfølgende bøgeskov en årlig gevinst på 873 kr./ha/år. Rejses der derimod bøgeskov i år 0, vil den årlige gevinst fra jordværdien på 38.115 kr./ha være 770 kr./ha/år. Dette eksempel viser, at der på gode boniteter reelt kan være tale om en gevinst, at anlægge poppelkulture forud for den blivende skov i omegnen af 103 kr./ha/år (873-770).

⁴ Der anvendes 1,5 % i rente til jordværdi- og annuitetsberegning.

Tabel 5.7. Forskellen mellem to skovrejsningsscenarier; ét hvor der anlægges en poppelkultur forud for den blivende skov og ét hvor den blivende skov rejses i år 0. (baseret på modelleringer fra Lundhede & Jacobsen, ikke publiceret). Bonitet 2.

Kr. per ha skovrejsning per år.	Driftsøkonomi	Samfundsøkonomi
Poppel	301	385
Bøg (fra år 20)	572	732
Sum	873	1117
<i>Bøg fra år 1</i>	770	986
Gevinst ved fjernelse af biomasse	103	132

Eksisterende støtteordninger

I den aktuelle tilskudsordning indgår kvælstofretentionen som del af prioritering af skovrejsningsprojekter. Der er mulighed for tilskud til ydre løvskovbryn, der i den gældende ordning skal være mindst 20 m brede mod nord og vest, som dermed kan begrænse afsætning af kvælstof i den egentlige skov fra punktkilder, som vil være specielt høj i den fremherskende vindretning.

5.7 Naturlig tilgroning

Skovrejsning ved naturlig tilgroning er et virkemiddel, der oftest vil skabe den mest varierede skov med en stor andel af hjemmehørende buske og træer (Pedersen et al. in prep B). Varieret skovstruktur er svært at opnå i de tidlige skovfaser i plantet skov. Naturlig tilgroning sker ofte over en længere periode og skaber dermed en uensaldrende bevoksning med varieret skovstruktur fra start. Koloniseringen domineres i starten af vindspredte arter som birk. Trækoloniseringen med fuglespredte arter kan fremmes med opsætning af fuglepæle, etablering af stenbunker eller plantning af skovøer med træer, man ønsker at fremme i skoven, da fuglene bruger disse strukturer til rastepads.

Naturlig tilgroning kan benyttes, hvis arealet er vådt eller stejlt, hvis der er fortidsminder at beskytte, eller hvis man ønsker en mere vild skov. Naturlig tilgroning kan være en langsom proces og der er rapporteret tilgroninger på nærtliggende arealer fra 0 til 100 % inden for de første 20 år (Pedersen m.fl. in prep. A). Hurtig etablering af græsser og urter på arealet kan forsinke etableringen af skov i årtier til mere end 100 år (Aude et al. 2002, Kepfer-Rojas et al. 2014). Træarterne, der koloniserer områder, vil afhænge af tilstedeværelsen af frøkilder i nærheden. Hvor naturlig tilgroning benyttes som etableringsmetode er det derfor oplagt at bruge assisteret spredning for at øge tilgroningshastigheden og påvirke træartssammensætningen (se afsnit 5.8).

Nuværende regler og praksis:

Naturlig tilgroning kan anvendes på 10 % af arealet, der udlægges til skovrejsning under den aktuelle tilskudsordning. Der er ikke tilskud til selve skovrejsningen ved naturlig tilgroning, men der er heller ikke store anlægsudgifter. Der gives tilskud til opsætning, vedligehold og nedtagning af kulturhegn til arealer med naturlig tilgroning under den nuværende tilskudsordning med 15 kr./m.

Varighed: Aude et al. (2002) kommer med et forsigtigt bud, at der de første 20-25 år ikke etableres noget, der kan kaldes skov, men derefter tager tilgroningen fart. De fandt også, at tilgroningshastigheden var steget i de seneste årtier og nævnte kvælstofdepositionen som en mulig faktor. Under de nuværende regler vil arealet blive underlagt fredsskovspligt, såfremt man modtager skovrejsningsstøtte og den etablerede skov vil være varig. Den strukturelle variation og ofte varierede træartssammensætning vil på kort og lang sigt forbedre grundlaget for udvikling af skov med høj biodiversitet.

Effekter på natur og biodiversitet

Undersøgelser viser, at naturlig tilgroning til etablering af nye skove på landbrugsjord er et godt middel til at skabe skov med høj diversitet af træer og buske. Eksisterende skov og frøkilder i randzonen af det udlagte tilgroningsområde har stor indflydelse på diversiteten af træer og buske. En undersøgelse af 33 af Naturstyrelsens områder med naturlig succession udlagt siden 1989 på landbrugsjord viste en høj strukturel diversitet og høj vedplantediversitet (Pedersen et al. in prep. A), der steg med alderen af skoven. Sammenlignet med nyplantet skov på landbrugsjord fra samme område var det især træartssammensætningen, der adskilte de to. I skovene med naturlig tilgroning var der flere hjemmehørende arter og markant flere af vedplanterne, der var pollen- og nektarplanter (Pedersen et al. in prep. B). Topografisk variation påvirkede diversiteten af vedplanter positivt. Generelt var koloniseringen langsommere på udprægede sandjorde og variationen i vegetationsstrukturen var også mindre (Pedersen in prep A). Frøkilder i området havde selvfølgelig stor indflydelse på tilgroningshastigheden og artsdiversiteten af pionertræerne. Naturlig tilgroning har dog også et stort element af tilfældighed indbygget. På nogle jorde skete der en hurtig tilgroning af græsser eller høje stauder, hvilket betød dårlige spiringsmuligheder for træerne (Aude et al. 2002) og det gjaldt både på næringsrig (Vorsø) og næringsfattig bund (Nørholm Hede). Hvis dyrkning opgives på en mark, vil der specielt i det første år være gode spiringsmuligheder.

Den højere træartsdiversitet og rumlige og tidslige variation i tilgroningen forventes at blive fulgt af en større diversitet af urteflora, insekter, fugle og små pattedyr, men vi har ikke systematiske undersøgelser af dette.



a. Hvinningdal - 16 års naturlig succession



b. Højbjerg - 10 års naturlig succession



c. Sebberup nord - 12 års naturlig succession



d. Dageløkke - 23 års naturlig succession

Foto 7. Eksempler på naturlig succession (Fotos: Nané Køllgaard Pedersen).

Boks 28. Anbefalinger vedr. naturlig tilgroning som biodiversitetsvirkemiddel.

Naturlig tilgroning til etablering af nye skove på landbrugsjord er et godt middel til at skabe skov med høj diversitet af hjemmehørende træer og buske og en varieret skovstruktur med mange levesteder for skovens organismer.

Skovrejsningsarealet kan med fordel ligge op ad eksisterende skov, hegn eller solitære træer, da tilgroningen er afhængig af frøkilder i området.

Tilgroningen kan fremmes ved at etablere skovøer med hjemmehørende buske og træer afhængigt af, hvad der allerede findes i området (se assisteret spredning). Det anbefales, at der er en høj andel af pollen- og nektarbuske i skovøerne.

Eksisterende træer og buske skal blive på skovrejsningsarealet som frøkilder. De vil have f.eks. insekter, laver og svampe tilknyttet, som kan sprede sig ind i den nye skov.

Naturlig tilgroning er en billig metode til at skabe høj træartsdiversitet og strukturel heterogenitet. Vildtgræsning vil skabe yderligere dynamik, så hegning anbefales ikke, hvis midlet bruges til at etablere skov med biodiversitet som det primære formål.

Driftsøkonomisk effekt

Her beregnes anlægs- og driftsomkostningen ved at lave skovrejsning med naturlig succession.

Johannsen et al. (2020) har herunder beregnet kulstofoptag i Naturstyrelsens skovrejsningsområder siden 1990, der er målt som led i Den Nationale Skovstatistik. Skovene har en ca. 40 % lavere produktion i de første 100 år afhængigt af bl.a. nærhed til frøkilder, når de er etableret ved naturlig tilgroning.

Ved skovrejsning med naturlig succession, vil der være en alternativomkostning fra en tabt dyrkning af landbrugsjorden (1) og evt. tab af harmoniareal (2) (se afsnit 2.2). Herudover vil der være en omkostning til hegn som under normale omstændigheder er 43 kr. per meter, hvor det antages hegnet holder 15 år, men her vil der være et øget behov for hegn i bevoksningens første år, fordi den naturlige succession er længere tid om at komme over bidehøjden end konventionel plantning. Derfor regnes der her med en omkostning på 43 kr./meter de første 15 år og 24 kr./meter de følgende 15 år og dermed en hegning, der holder de første 30 år af bevoksningens levetid. Det giver ved en kvadratisk skovrejsning på 2, 5 og 10 ha henholdsvis 18.915, 11.963 og 8.459 kr./ha eller 1.094, 692 eller 489 kr. per hektar om året de første 30 år (se afsnit om annuitetsberegningen 2.2). Det giver en samfundsøkonomisk omkostning på henholdsvis 1.400, 886 og 626 kr. per hektar om året de første 30 år.

Ønskes dette gennemført uden hegn, vil omkostningen primært være en alternativomkostning fra landbrugsarealet og er beskrevet under afsnit 2.2.

Med tid vil der kunne opstå en driftsøkonomisk værdi af arealet, men den er meget usikker og helt afhængig af hvilke træarter, der koloniserer areal, tætheden og tidsperspektivet og denne potentielle værdi inddrages ikke. Der vil være et betydeligt indtægtstab set i forhold til produktionsskoven med rødgran.

5.8 Assisteret spredning

En del skovrejsning foregår ofte langt væk fra ældre skove. Det betyder, at de skovtilpassede arter eller deres frø eller frugter ikke er at finde i nærområdet. Mange af skovens planter, dyr og mikroorganismer spredt sig kun langsomt. Op til 25 % af skovbundens urter bl.a. hvid anemone spredt med myrer (Hermý and Verheyen, 2007) og flytter sig kun få meter om året, hvilket afspejler sig i en faldende artsdiversitet af skovbundsplanter i nye skove med stigende afstand til gammel skov (Brunet, 2007). Vindsprede arter vil først kolonisere nye skove, mens fuglesprede arter og især arter med tungere frugter spredt langsomt. Skovbundens mykorrhizasvampe, der er vigtige for træernes næringsoptag og vandbalance, er ikke tilstede efter mange års landbrugsdrift. De senere år har der været mere fokus på, at det måske ikke kun er skovens biodiversitet, der er forarmet, men at manglen på de skovtilpassede arter også kan have betydning for skovens vækst og modstandsdygtighed (Pineda et al. 2020) og assisteret spredning eller podning med organismerne fra nærtliggende skove har været foreslået eller forsøgt.



Foto 8. Eksempel på effekt ved assisteret spredning med anemoner i skovbunden.

Assisteret spredning kan være mange ting. Det kan være podning af træerne med gammel skovjord inden plantning, opsætning af fuglepæle eller andre strukturer, der kan få fugle til at raste i skovrejsningsområderne og dermed bringe frø ind og flytning af store døde træer (Pedersen et al. in prep. C). Området er nyt og ikke velundersøgt for skov, men i Holland er der en del forsøg med podning i andre naturtyper (Wubs et al. 2016).

Naturstyrelsen har flere steder i Øst- og Midtjylland opsat fuglepæle til at assistere spredning af fuglespredte træarter. Hvis der er mange sten i marken, kan disse samles i bunker, som vil have samme effekt som fuglepæle. Etablering af skovøer kan fremme tilgroningen og påvirke artssammensætningen. Skovøer kan f.eks. være 10 x 10 m grupper af buske og træer plantet med 0,5 m afstand. Den lille planteafstand og indplantning af stikkende buske betyder, at skovøerne ikke skal vedligeholdes, da der altid vil være nogle af planterne, der overlever. Det er en billig og effektiv metode, hvor man kan påvirke træartsvalg, sørge for at der er pollen- og nektarplanter til insekterne og frø og frugtbærende buske og træer til fuglene. Indplantning af mindre grupper af træer skaber hurtigt et skovpræg, og vil efter få år fungere som fuglepæle og desuden som frø- og frugtressource, som fuglene vil nyde godt af og kan sprede på området. Indplantning af f.eks. tjørn eller slåen vil hæmme vildtgræsning, hvis man ønsker at fremme tilgroningshastigheden eller beskytte specifikke træarter.

Nuværende regler og praksis:

Assisteret spredning er et nyt og relativt ubeskrevet tiltag. Assisteret spredning er ikke omfattet af eksisterende tilskudsordninger, men kan gennemføres på arealer med naturlig tilgroning som etableringsmetode. I den forbindelse kan der søges støtte til hegn.

Placering: Placering vil afhænge af det specifikke tiltag, om der podes med gammelskovsjord ved plantning af kulturen, opstilles fuglepæle eller anlægges stenbunker til fuglespredning af frø og frugter på strategiske og landskabsmæssigt egnede steder eller etableres enkelte skovøer.

Omfang: Det afhænger som for placeringen af det specifikke tiltag. Podning af kulturen er en metode, der endnu ikke er afprøvet i skov og kræver forskning. Fuglepæle og stenbunker kan etableres med en til få enheder pr ha. Skovøer vil dreje sig om 2-10 per 10 ha.

Varighed: Podning af kultur med jord fra gammel skov vil foregå på planteskolen eller ved plantning. Initiativer til dyrespredning af frø og frugter er relateret til skovrejsning med naturlig tilgroning og med det formål at påvirke tilgroningshastighed og træartssammensætningen.

Effekter på natur og biodiversitet

Der er få studier af assisteret spredning på skovens biodiversitet i litteraturen og endnu færre fra Danmark. I 1989 indplantedes 37 skovbundsplanter i 40 årig bøg rejst på landbrugsjord i Nordsjælland (Petersen and Philipp, 2018). De har løbende målt arternes overlevelse, formering og spredning. Kun 15 arter var i stand til at overleve 28 år. Få af arterne havde god frøsætning og spredningen var beskeden fra ca. 1 - 40 cm/år i diameter. Invasion og græsning af sneglen *Arion vulgaris* (Iberisk Skovsnegl) har senest haft markant negativ betydning for flere af skovbundsarterne i forsøget som f.eks. hulrodet og liden lærke-spore, almindelig bingelurt, stor konval og hvid anemone med græsning på både overjordiske og underjordiske dele.

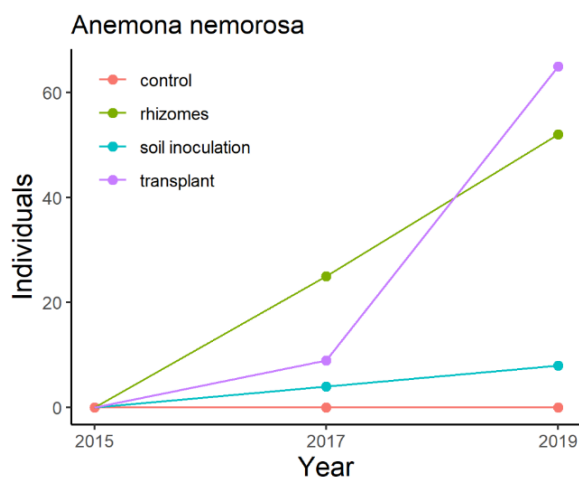


Foto 9 og Figur 5.4. Transplantering af skovbund til eg og bøg rejst på tidligere landbrugsjord (Foto). Anemone etablerede sig velvilligt ved spredning af rhizomer i oktober eller transplantering af skovbund i april.

I 2016 etableredes et forsøg med flytning af jord/frøbanken, anemone rhizomer samt transplantering af det organiske lag fra Silkeborg Sønderskov (Foto 9 og Figur 5.4) til 10- og 20-årige nye skove på tidligere landbrugsjord. Forsøget viste god etablering af nogle få skovbundsarter bl.a. hvid anemone og stor fladstjerne. Vi har endnu ikke undersøgt, om den assisterede spredning har fremmet mykorrhiza-svampene i træernes rødder. Forsøgene viser samlet, at det ikke er jordbundsforholdene i de nye skove, der hindrer etablering af typiske skovbundsarter, men resultaterne fra Petersen and Philipp (2018) viser, at det vil tage meget lang tid, måske hundrede af år, før der etableres en bundvegetation overvejende af skovspecialister.

Boks 29. Anbefalinger vedr. assisteret spredning som biodiversitetsvirkemiddel.

Skovens organismer er forskellige fra agerlandets. Skovrejsning på landbrugsjord foregår ofte langt væk fra ældre skove. Det betyder, at de skovtilpassede arter eller deres frø eller frugter ikke er at finde i nærområdet. Mange af skovens planter, dyr og mikroorganismer spredt sig kun langsomt. Derfor kan det være nødvendigt at hjælpe de skovtilknyttede arter på vej til skoven.

Spredning af materiale fra nærtliggende skov kan assistere arter ind i de nye skove. Det kunne være en stor delvist nedbrudt træstamme, frø eller rhizomer fra skovbundsarter f.eks. anemone rhizomer. Hvis materialet flyttes lige før eller under løvfald, vil arterne blive beskyttet af løvet. Metoden kan ikke benyttes i stor stil, da der i så fald vil drives rovdrift på donor-lokaliteten.

Assisteret spredning af skovtilknyttede urter kan starte, når kronen lukker sig og der er dannet til førnelag.

I forbindelse med naturlig tilgroning kan man fremme spredning af træer og buske ved at plante skovøer på skovrejsningsarealet. Skovøerne kan også bruges til at fremme spredning af specifikke træ- og buskarter.

Det anbefales at plante tæt med 0.5 m afstand med hjemmehørende træer og buske og en høj andel af pollen- og nektar planter. Indblandes stikkende buske vil de beskytte mod vildtgræsning på skovøen.

Er formålet med skovrejsning primært produktion, kan arealet hegnes og træartsvalget i skovøerne tilpasses. Er formålet primært biodiversitet, anbefales det ikke at benytte hegning, da etablering af skov over længere tid vil give en større strukturel variation og artsrig skov.

Driftsøkonomisk effekt

Her beregnes omkostninger forbundet med virkemidler der kan beskrives som assisteret spredning, der øger hastigheden af skovrejsning ved naturlig tilgroning.

Plantning af skovøer i området med naturlig succession tager udgangspunkt i omkostningerne ved plantning af læhegn. I forhold til plantning af læhegn, vurderes omkostningerne til plantning af skovøer dog, at være væsentligt højere pr. ha fordi der er tale om små arealer, hvor opstartsomkostninger vil være forholdsmæssigt højere ved skovøer end ved læhegn.

Som grundlag for beregningen tages udgangspunkt i anlæggelse af en skovø på 100m² pr. fire ha skovrejsning ved assisteret naturlig tilgroning (Tabel 5.8). Maskin- og arbejdsomkostningerne ved anlæg af en skovø anses ikke for at kunne være lavere end omkostningerne ved 1/8 ha læhegn, hvilket omvendt betyder at maskin- og arbejdsomkostningerne pr ha skovø a 100m² er 12,5 gange højere end ha omkostningerne ved anlæg af læhegn. For stykomkostningerne, der i dette tilfælde omfatter planterne, vurderes det at prisen på planter er den dobbelte af prisen på planter ved store mængder der bruges ved anlæg af læhegn. Til sammenligning med anlæg af læhegn vurderes det dog at man ved plantning af skovøer vil spare omkostningerne til renholdelse i år 2 og 3 samt omkostningerne til genplantning. Dette medfører naturligvis større usikkerhed omkring succes med etablering af kulturen end ved læhegn, men trods alt en øget sandsynlighed sammenlignet med effekten ved etablering af fuglepæle (se nedenfor).

Tabel 5.8. Omkostninger ved plantning af en skovø på 100 m².

	Kr. pr. 100 m ² skovø
Jordforberedelse	-93
Harvning	-32
Omk. til planter	-369
Plantning	-1.606
Renhold 1. år	-3.602
I alt	-5.702
	Kr. pr. ha
Hektar omkostning ved 1 skovø a 100m ² pr. 4 ha assisteret naturlig tilgroning	-1.425

Skovøer som denne vil bidrage til en øget succes i spredning af frø og frugter i den kommende bevoksning.

Fuglepæle

Som alternativ eller supplement til plantning af skovøer kan der opsættes fuglepæle der bidrager til spredning af frø. Der opsættes 4 fuglepæle per hektar vha. af en traktor med frontlæsser og en person til at holde pælen når den trykkes ned i jorden. Såfremt de 4 pæle kan opsættes på 0,25 time koster det 151 kr. inkl. føreren per hektar (Planteavlsnyt, 2019) og 52 kr. per ha for en ekstra person (se afsnit 2.2.3). En egepæl på 200 cm koster ca. 66 kr. (www.jimahegn.dk, 2020) og det betyder at det koster ca. 467 kr./ha at opstille 4 fuglepæle.

Et tredje alternativ ville være at etablerer levendehegn (se afsnit 3.15) på kryds og tværs i et område hvor man ønsker at assistere en naturlig tilgroning. Omkostningen til etablering af levende hegn er opgjort til 105.794 kr./ha levende hegn. Ved et stort nok område med naturlig tilgroning med assisteret spredning kunne man med omkostningerne angivet ovenfor etablere mere end 5 gange så stort et areal med levende hegn end med skovøer. Omvendt kan omkostningerne til etablering af skovøer måske også reduceres, hvis der skal etableres mange inden for en relativt afgrænset område.

Omkostningerne til assisteret spredning omregnes til annuiteter over en uendelig tidshorisont med 4 pct. rente, for at gøre omkostningerne mere sammenlignelige med de øvrige skovvirkemidler. Dette er ikke udtryk for hvor lang tid virkemidlerne har en additiv effekt, idet det må antages at arealerne gro til føre eller siden uafhængig af assisteret spredning eller ej. De vil dog gro hurtigere til med assisteret spredning, men hvor meget hurtigere er det ikke til at sige.

Det vurderes samlet set at assisteret spredning kan foretages ved plantning af skovøer til en driftsøkonomisk engangsomkostning på 57 kr./ha assisteret naturlig tilgroning med tilsvarende velfærdsøkonomiske omkostninger på 73 kr./ha. Alternativt eller som supplement kan assisteret spredning kan foretages ved placering af fuglepæle til en driftsøkonomisk engangsomkostning på 19 kr./ha assisteret naturlig tilgroning med tilsvarende velfærdsøkonomiske omkostninger på 24 kr./ha.

6 Andre driftsformer og virkemidlernes kombinerede effekter

Af Marianne Bruus og Beate Strandberg (Institut for Bioscience), Gustav Marquard Callesen, Michael Friis Pedersen og Jesper Sølvér Schou (Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi), samt Niels Mark Jacobsen, Mette Vestergaard Odgaard og Tommy Dalgaard (Institut for Agroøkologi).

Landbrugets driftsform kan have stor betydning for biodiversiteten, og dermed effekten af de forskellige virkemidler, hvilket eksemplificeres i kapitel 6.1 for kendte driftsformer som økologisk jordbrug, reduceret jordbehandling og præcisionsjordbrug, samt for skovlandbrug, som netop er en af de spirende driftsformer, der jf. kapitel 1.1 kan yde særlig fremme under den nye EU landbrugsreform.

I det hele taget er der for alle driftsformer en række dilemmaer for driftslederens og/eller jordejerens strategiske beslutninger i forbindelse med implementeringen af biodiversitetsvirkemidler, og effekten og det prioriterede valg af disse påvirkes desuden af lokale landskabsforhold og andre kombinerede effekter i forhold til økonomi, miljø og klimahensyn, hvilket kort ridses op i kapitel 6.2.

6.1 Effekt af driftsform

6.1.1 Økologisk jordbrug

Økologisk jordbrug har sammenlignet med konventionelt jordbrug generelt set en gavnlig effekt på natur og biodiversitet, ikke bare i marken, men også i markomgivelserne (Strandberg et al. 2015). Det er således i gentagne meta-analyser dokumenteret, at der i gennemsnit er omkring 30 % flere vilde plante- og dyrearter i marken og de marknære biotoper på økologiske bedrifter sammenlignet med tilsvarende konventionelle (Bengtson et al. 2005, Hole et al. 2005). Tuck et al. (2014) karakteriserer også estimatet som robust, forstået på den måde at effektstørrelsen på de gennemsnitligt 30 % flere arter har holdt sig trods intensiveringen af økologiske bedrifter gennem den 30-årige periode, som analyserne dækker. De væsentligste årsager til de observerede forskelle er fravær af pesticider, anvendelsen af organisk gødning, et mere alsidigt sædskifte samt en anden afgrødefordeling på økologiske bedrifter (Strandberg et al. 2015).

De gennemsnitligt 30 % flere arter dækker imidlertid over stor variation. Generelt er forskellen i biodiversitet mellem økologiske og konventionelle bedrifter størst i homogene landskaber med intensivt jordbrug. Gennemsnittet dækker også stor variation mellem forskellige organismegrupper. Alle organismegrupper påvirkes således ikke positivt af den økologiske produktionsform. Birkhofer et al. (2014) udpegede "vinde" ved økologisk drift til at være fugle, biller og sommerfugle. Flere undersøgelser har imidlertid dokumenteret, at især de overfladelevende insekter påvirkes negativt af den ofte intensive mekaniske jordbearbejdning på økologiske marker (Patterson et al. 2018, Søby 2020). Økologisk jordbrug er begyndt at arbejde med reduceret jordbearbejdning (Mäder and Berner 2012), men ukrudtsproblemer er fortsat en væsentlig udfordring for økologisk jordbrug (Lehnhoff et al. 2017).

I kombination med mange af virkemidlerne, der kan anvendes på markfladen, men også i forhold til nabohabitater, som undgår de negative effekter af pesticidafdrift, vil økologisk produktion øge mulighederne for at opnå effekt på biodiversiteten. For f.eks. insektvolde, lærkepletter og vibelavn timer vil der være en direkte gavnlig effekt af fravær af pesticider. Ligeledes vil fravær af drift af pesticider og reduceret spredning af gødning være vigtig for biodiversiteten i eksisterende småbiotoper og naturelementer som hegn, vandløb, gravhøje og jord- og stendiger.

Driftsøkonomisk effekt

Økonomien i økologisk landbrug er præget af lavere udbytter, ekstra omkostninger til mekanisk ukrudtsbekæmpelse, ændret afgrødevalg, som dels modvirkes af højere afregningspriser, fraværet af omkostninger til anvendelse af pesticider og handelsgødning, og ikke mindst indkomst i form af økologisk arealtilskud.

Meromkostningerne ved den økologiske driftsform i forhold til konventionel drift er meget varierende på tværs af driftsformer (husdyr, planteavl, frugt og bær), på tværs af år, på tværs af landsdele, og på tværs af de enkelte bedrifter. I Pedersen (2020) vurderes meromkostningerne ved økologisk mælkeproduktion til mellem 0 og 2000 kr./ha. Den aktuelle basissats for økologisk arealtilskud er 870 kr./ha. Pedersen (2020) vurderer meromkostningerne for økologisk planteproduktion til mellem 300 og 3.000 kr./ha. den aktuelle tilskudssats for tillægget for reduceret N er 500 kr./ha og giver et samlet tilskud på 1.370 kr./ha for bedrifter der opfylder kriterierne (typisk planteavlsbedrifter uden adgang til husdyrgødning).

6.1.2 Reduceret jordbearbejdning

Som det også gennemgås i Eriksen et al. (2020) har jordbearbejdning generelt negative effekter på jordbundsfaunaen og overfladelevende leddyr (Holland and Reynolds 2003, Thorbek and Bilde 2004, Briones and Schmidt 2017). Derfor vil reduceret jordbearbejdning give positive effekter på jordbundsfauna og øvrige leddyr, specielt hvis der hverken harves eller pløjes som under Conservation Tillage og Conservation Agriculture. Harvning er ofte næsten lige så skadeligt som pløjning, og mange arter vil nyde godt af den øgede tilførsel af dødt organisk materiale ved Conservation Tillage og Conservation Agriculture (Holland, 2004).

Effekten af reduceret jordbearbejdning og direkte såning på markens vilde flora forventes at være lille, fordi ukrudtsniveauet vil blive holdt på et lavt niveau, ofte ved brug af herbicider (jf. Eriksen et al. 2020).

Effekten på de vilde bier af marker helt eller delvist uden jordbearbejdning vurderes at være ubetydelig, både med hensyn til fødemængde og levesteder. Vi ved meget lidt om jordboende biers redesteder, men de få eksisterende undersøgelser tyder på, at bierne sjældent vil placere deres reder i marker, idet selv uforstyrrede markflader som vedvarende græsmarker har færre humlebireder end f.eks. hegn og haver (Osborne et al., 2008). Ved reduceret jordbearbejdning vil der være forstyrrelser i forbindelse med såning, gødskning, vanding mv. samt, især ved Conservation Tillage og Conservation Agriculture, en høj

grad af jorddække med planterester eller voksende afgrøde, hvilket forventes at forringe værdien som redested for jordboende bier.

De positive effekter på regnorme, insekter og andre leddyr kan forventes at have afledte positive effekter på fugle og pattedyr, der lever af disse smådyr, hvilket de foreløbige resultater af det danske projekt "Grønne Marker og Stærke Rødder" også viser (Pedersen and Wejdling 2019). De positive effekter forventes at være større ved Conservation Tillage og Conservation Agriculture end ved anden reduceret jordbearbejdning pga. mindre grad af forstyrrelse og tilstedeværelsen af flere fødeemner, herunder visse efterafgrøder.

Driftsøkonomisk effekt

Reduceret jordbearbejdning og direkte såning opgøres i Andersen et al. (2020) til en økonomisk gevinst, ikke en omkostning. Dette gælder en udbredelse på hhv. 318.000 ha og 38.000 ha. Gevinsten er opgjort til 600 - 850 kr./ha ved reduceret jordbearbejdning og 1.110 kr./ha ved direkte såning. Disse gevinster fordrer ændringer i sædskifter og maskinpark og vurderes mere realiserbare på visse jordtyper.

Selv om der er bedrifter, der umiddelbart ser ud til at have en gevinst ved driftsformen, betyder det ikke, at de nødvendigvis vil skifte dertil, idet der kan være andre barrierer for implementering. For nogle bedrifter vurderes det dog, at der ikke skulle meget til for at ændre driftsformen.

6.1.3 Præcisionsjordbrug

Præcisionsgødskning er et af de virkemidler der gennemgås i Eriksen et al. (2020), og herunder også med en kort gennemgang af de, om end i det store billede begrænsede, positive effekter på biodiversitet og natur, der kan være ved at mindre spredning af næringsstoffer til kantbiotoperne omkring de dyrkede marker. En tilsvarende effekt kan selvfølgelig opnås for pesticider, for de driftsformer hvor disse anvendes.

Driftsøkonomisk effekt

Meromkostninger eller gevinster ved præcisionsjordbrugsteknologier er meget afhængige af hvilke specifikke teknologier der er tale om, hvilke øvrige præcisionsjordbrugsteknologier de kombineres med og hvilken skala teknologien implementeres på. Der redegøres bl.a. for disse elementer i Pedersen og Pedersen (2018).

Det vurderes ikke relevant af vurdere de erhvervsøkonomiske omkostninger ved præcisionsjordbrug som et biodiversitetsvirkemiddel, da de biodiversitetsmæssige effekter mere vurderes som en positiv sideeffekt af driftsøkonomiske tiltag.

6.1.4 Skovlandbrug

Skovlandbrug defineres i denne sammenhæng som et landbrugssystem, der benytter træer og/eller buske (vedplanter) i sammenhæng med enårige afgrøder og/eller husdyr, hvor landbrugsdriften i bred forstand har fordel af vedplanterne. Der er altså tale om landbrugssystemer, der af natur er komplekse og som bygger på en holistisk tilgang til de problemstillinger, som landbruget står overfor (Lundgren 1982).

Med bred forstand menes, at det fordelene kan bestå i både produktionsmæssige forbedringer og miljø-, natur- og klimamæssige forbedringer. Som eksempler på produktionsmæssige fordele kan nævnes muligheder for at udvide til nye produkter (træflis til biomasse eller frugter) eller forbedringer for de afgrøder og husdyr, der ellers indgår i systemet (Kuemmel et al. 1998, Xu et al 2019). Miljømæssige forbedringer kan eksemplificeres med brugen af vedplanter til at mindske udvaskning af næringsstoffer eller hindre erosion (Manevski et al. 2019). Klimamæssige forbedringer kan være kulstofbinding i jorden og den stående biomasse (Kay et al. 2019). Naturmæssige forbedringer er især en forøgelse af den strukturelle variation i landskabet, der kan skabe flere levesteder for flora og fauna. Et landskab bestående af både åbent land og permanente bevoksninger kan understøtte en stor biodiversitet, da det ikke alene skaber levesteder for arter tilknyttet den ene eller anden type landskab (Archer et al 2017, Lin et al 2020). Denne betragtning er i praksis understøttet af nyere europæiske studier, der påviser øget tæthed af fugle og græshopper (Rösch et al. 2019, Kujawa et al. 2020), løbebiller, rovbiller, bænkebidere, spindlere og tusindben (Lövei and Magura 2017, Pardon et al 2019, Martin-Chave et al. 2019), regneorme (Cardinael et al. 2019), invertebrater generelt (Boinot et al. 2019) samt jordlevende svampe og bakterier (Beule et al. 2020) omkring træer i agerlandet. Se også afsnit 3.15 og 4.1 for den i rapportens indeværende vurdering af træers effekt på biodiversitet.

Den holistiske tilgang til landbrugets udfordringer, der ligger i skovlandbrug som dyrkningssystem, understreger, hvordan skovlandbrug i teorien er mere end effekten af de enkelte vedplanter. I Danmark findes hidtil relativt få eksempler, hvor vedplanter er tænkt aktivt ind i dyrkningssystemet, som præsenteret i den tidligere myndighedsbesvarelse *"Scenarier for skovlandbrug i Danmark – effekter på miljø, klima og biodiversitet"* (Dalgaard et al. 2019b). Vi har i spørgeskemaundersøgelsen inkluderet en række yderligere spørgsmål om brugen af træer til de landmænd og jordejere, der gav udtryk for lyst til at plante flere træer på deres ejendom. Det skal understreges, at disse resultater ikke er repræsentative for danske landmænd og jordejere generelt, men kun for dem der er positivt indstillet for træer (899 ud af de i alt 1 618 adspurgte ifølge spørgeskemaundersøgelsen i Appendix 9.2). Dermed er karakteristika for gruppen (se Tabel 6.1) interessant i selv, da det afspejler hvilke grupper af landmænd og jordejere, der er mere interesserede i at planter træer. Økologerne er stærkt overrepræsenteret i forhold til landsgennemsnittet, mens at landmænd der primært beskæftiger sig med planteproduktion er også er overrepræsenteret.

Tabel 6.1. Karakteristika af adspurgte jordbrugere, der ifølge spørgeskemaundersøgelsen (Appendiks 9.2) viste særlig interesse for at plante træer på deres ejendom (n = 899).

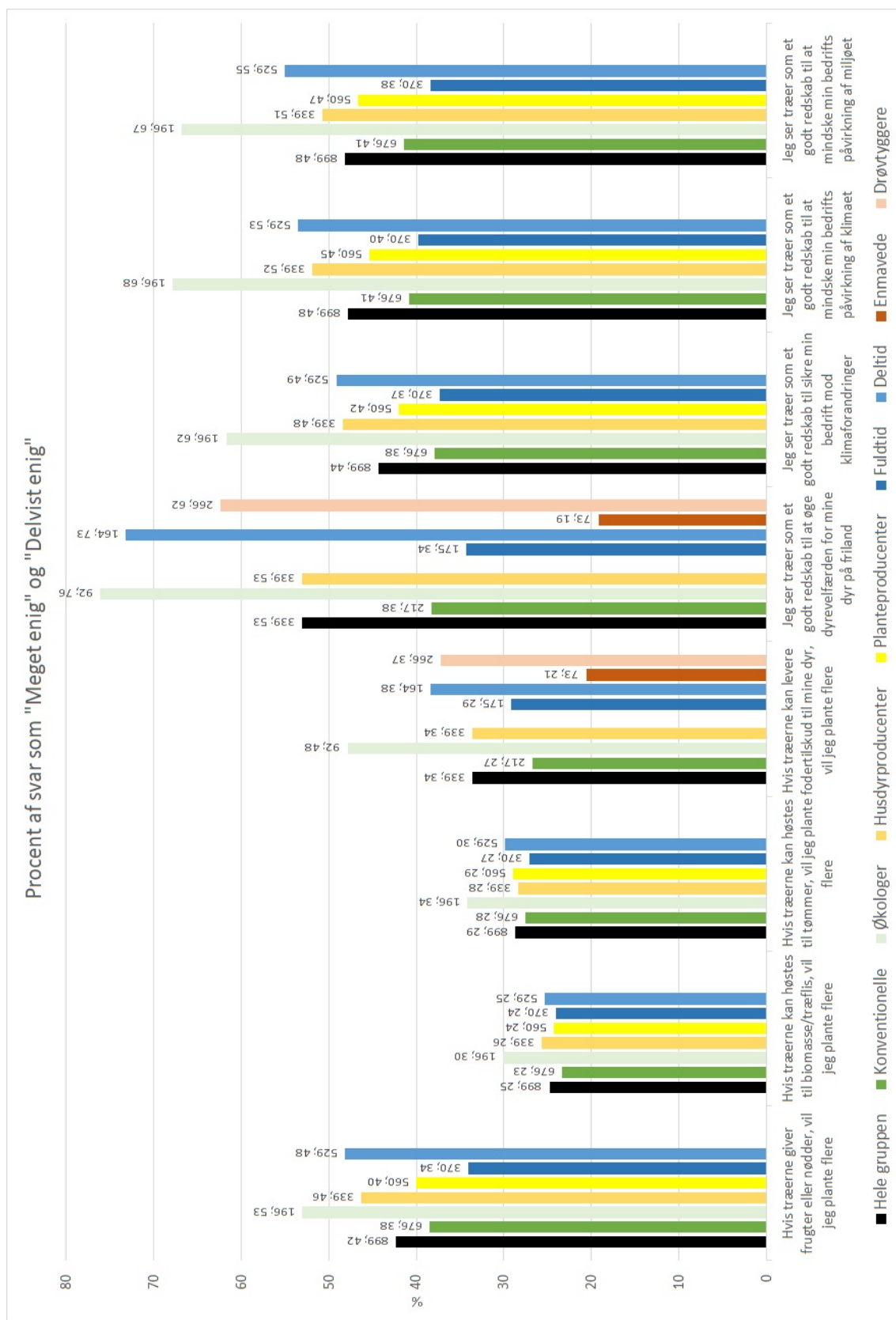
	Antal respondenter	% af respondenter	Lands gennemsnit (%) (DST 2019b)
Økologer	196	21,8	10,6 *
Husdyr,	339	37,7	37,1
- Drøvtyggere	266	29,6	26,8**
- Svin	68	7,6	6,1
- Fjerkræ	5	0,6	0,9
Planteproduktion	560	62,3	54,5
- Agerbrug	533	59,3	51,4
- Gartneri	27	3,0	3,1
Deltidsbedrifter	529	58,8	~61,7 ***

* Ifølge LBST (2020)
 ** Data fra Danmarks Statistik (DST) dækker grovfoderædende dyr (inklusiv heste), vores data dækker (kvæg, får og geder).
 *** Gennemsnitsandel for årene 2011-15 ifølge Vidø and Schou (2016).

Denne gruppe af jordejere og landmænd fik yderligere 8 spørgsmål med svarmulighederne "Meget enig", "Delvist enig", "Hverken enig eller uenig", "Delvist uenig", "Meget uenig" samt "Ikke relevant i mit tilfælde". Spørgsmålene skulle afdække motivationer for at for at plante flere træer og eventuelle måder at bruge træerne mere aktivt i systemet. Økologer og deltids landmænd inden for gruppen er ofte mere enig med spørgsmålenes præmis. Der er mod forventning en større interesse for at anvende træer med frugter og nødder, end træer der kan bruges til tømmer eller flis. At bruge træer til foder og til at øge dyrevelfærden for dyr på friland er meget stærkere associeret med husdyrproducenter med drøvtyggere (kvæg, får og geder) end husdyrproducenter med en-mavede dyr (svin og fjerkræ). Til de samme to spørgsmål er der ligeledes en stærkere sammenhæng til økologerne i gruppen til de konventionelle landmænd (Figur 6.1). Brugen af blade fra træer til foder er også mere relevant for drøvtyggende arter på friland (ofte økologiske). Der er dog omtrent lige mange landmænd med en-mavede husdyr (19,2%) som landmænd med drøvtyggende husdyr (21,1%), der benytter svar muligheden "Ikke relevant i mit tilfælde". Brugen af vedplanter som et ekstra element i produktionen vil i mange tilfælde komplicere landbrugssystemet i en eller anden grad, hvilket kan antages at være sværere for landbrugere, der driver en intensiv landbrugsdrift end for landbrugere, der driver en mere ekstensiv landbrugsdrift. Det kan være en del af forklaringen på, hvorfor deltidslandmænd ser ud til at svare mere positivt end fuldtidslandmænd. Der er tilmed en sammenhæng mellem de respondenter, der er økologer, og de der er deltidslandmænd.

En simpel χ^2 -test for uafhængighed, viser at der er 1,6 % sandsynlighed for at sammenhængen mellem økologer og deltidslandmænd i gruppen er tilfældig. Det stemmer overens en analyse fra Fødevarøkonomisk Institut ved KU, der viser at omtrent 60 % af de økologiske bedrifter er deltidsbedrifter (Ørum et al. 2011). Der er ligeledes heller ikke uafhængighed mellem husdyrproducenter og økologer i blandt respondenterne, her er sandsynligheden for en tilfældig sammenhæng blandt respondenterne på 0,3 % og sandsynligheden for en tilfældig sammenhæng mellem økologer og respondenter med drøvtyggere kontra en-mavede husdyr er kun 0,04%. Det ligger ligeledes i tråd med den førnævnte analyse fra KU, der viser, at omkring en fjerdedel af økologer er mælkeproducenter (Ibid.). Det vil med andre ord sige, at der

ser ud til at være en gruppe af økologiske deltidslandmænd med drøvtyggere, der (jf. Figur 6.1) er særligt enige med spørgsmålenes præmisser. Med disse data kan vi identificere en gruppe af danske landmænd, der er særligt interesseret i at benytte træer aktivt med flere formål på samme tid og dermed undersøge muligheder og potentielt omfang for skovlandbrug som driftsform i Danmark. Med de begrænsede erfaringer der hidtil har været med skovlandbrug i Danmark har det ikke været muligt at lave en økonomiske vurdering af de mulige systemer, tilsvarende for f.eks. økologisk jordbrug og reduceret jordbearbejdning.



Figur 6.1. Resultater fra spørgeskemaundersøgelsen vedrørende plantning af træer. Procentandelen af alle svar angivet som "Meget enig" eller "Delvist enig". Tallene over hver søjle viser: Total antal respondenter; %-andel "Meget enig" og "Delvist enig".

6.2 Strategiske dilemmaer ved biotopbeskyttelse

6.2.1 Frivillige virkemidler og strategiske dilemmaer ved biotopbeskyttelse

Der vil formentlig være et naturligt ønske om at beskytte de biotoparealer, som skabes gennem de virkemidler, der beskrives i dette virkemiddelkatalog, og disse kan også i visse tilfælde blive beskyttet efter naturbeskyttelseslovens §3 eller kan blive omfattet af fredsskovspligt.

Mens disse beskyttelser kan give god mening på eksisterende landskabselementer, er det mere usikkert, om de faktisk bidrager positivt til at fremme biodiversiteten, når det gælder nye landskabselementer evt. skabt gennem virkemidlerne i dette katalog eller lignede.

Årsagen til denne usikkerhed omkring effekten af beskyttelserne er, at der er tale om frivillige ordninger, hvor lodsejerne ud over de direkte omkostninger ved virkemidlerne og offeromkostningerne ved den direkte alternative anvendelse også mister muligheder for øvrige anvendelser af arealerne i fremtiden, eller at beskyttelserne indskrænker lodsejernes muligheder i områderne omkring de nye landskabselementer. Disse muligheder kaldes med økonomisk terminologi for quasioptioner eller realoptioner (Pearce et al. 2006), og tabet af dem medfører en omkostning for lodsejerne, der ofte overses, og som derfor medfører, at mange lodsejere ikke er villige til at acceptere kompensation for frivillige natur og miljø-serviceydelser, hvor disse omkostninger er overset. Det er svært at værdisætte disse omkostninger ved tabte realoptioner fra centralt hold og derfor sjældent noget, der indregnes i omkostningerne ved forskellige virkemidler. Dette er ikke et udtryk for, at omkostningerne ikke er der (i tilfælde af beskyttelser), men et udtryk for, at omkostningerne ikke kan værdifastsættes af en central planlægger.

Man kunne overveje at fjerne beskyttelserne på nye landskabselementer. Dette ville medføre, at lodsejerne ikke taber deres realoptioner, og dermed reducere de opfattede omkostninger for lodsejerne ved indgåelse af frivillige ordninger. Paradokset er, at beskyttelsen primært er et problem for naturen, ikke for lodsejerne. Lodsejerne har valgfrihed omkring deltagelse i ordninger og etablering af landskabselementer. Når lodsejerne opfatter høje omkostninger i form af tabte realoptioner i forbindelse med beskyttelser af nye landskabselementer, vil de være mindre tilbøjelige til at etablere disse landskabselementer. Dette betyder, at naturen i udgangspunktet får mindre plads at udfolde sig på.

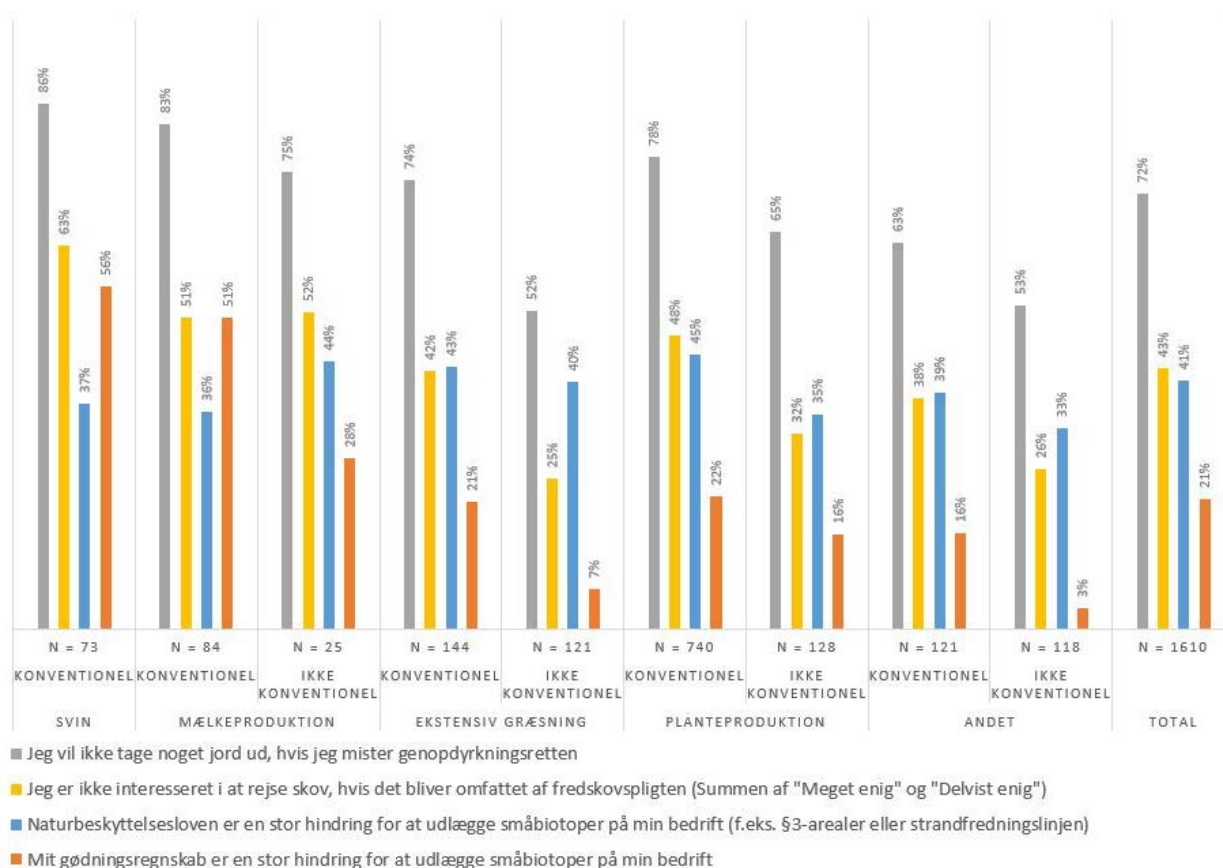
Hvis man undlader at beskytte nye landskabselementer, vil det givet have den effekt, at nogle af de landskabselementer, der skabes, senere vil blive ødelagt eller opleve en negativ påvirkning fra nærmiljøet, f.eks. landbrugsaktivitet. Spørgsmålet er dog både, hvor stor en andel af elementerne der vil blive ødelagt, og hvor mange elementer bliver skabt i udgangspunktet. Dette kan illustreres med dette simple eksempel; x angiver antallet af elementer, der etableres uden en generel beskyttelse; a er et tal mellem 0 og 1 og angiver, hvor stor en andel af x , der ville blive anlagt med en generel beskyttelse; b er et tal mellem 0 og 1 og angiver, hvor stor en andel af x der senere ødelægges i fraværet af en generel beskyttelse. Hvis $ax > bx$, giver en generel beskyttelse mening, og der kommer på lang sigt mere biodiversitet af at kombinere nye landskabselementer med en generel beskyttelse, som man i visse tilfælde gør med

f.eks. §3 i dag. Hvis imidlertid $ax < bx$, medfører en generel beskyttelse, at der kommer færre landskabselementer til gavn for biodiversiteten i udgangspunktet og på lang sigt, og man har paradokset, at en generel beskyttelse så at sige skader mere, end den gavner.

Det er ikke umiddelbart til at sige, om $a > b$ eller omvendt, men resultaterne fra spørgeskemaundersøgelsen (Figur 6.2) understøtter, at a er væsentligt under 1, og der dermed er mange lodsejere, der afholder sig fra at skabe nye landskabselementer, fordi disse landskabselementer i givet fald vil blive beskyttet eller medføre risiko (set fra lodsejerens synspunkt) for, at de vil blive beskyttet. Denne adfærd er økonomisk rationel i lyset af realoptioner, men stiller spørgsmålstejn ved den positive effekt af beskyttelse af nye landskabselementer. Der kunne muligvis være et niveau af sameksistens mellem erhverv (landbrug) og ny natur, som forhindres af beskyttelsen i §3, og det vurderes primært at være på naturens bekostning. Dette betyder selvfølgelig ikke, at beskyttelse ikke skal beskytte "gammel" natur, og at denne ikke er vigtig at bevare.

Ovenstående pointer belyser også vigtigheden af at tænke i både virkemidler, der beskytter eksisterende natur, og andre virkemidler, der har fokus på at forbedre mulighederne for og udviklingen af naturen. Dette virkemiddelkatalog har primært fokus på den sidste del.

Spørgeskemaundersøgelsen illustrerer for eksempel forskellige lodsejeres forhold til naturbeskyttelsesloven, fredskovpligten, og reguleringen af forholdet mellem dyreenheder og udbringningsareal samt mere generelt muligheden for at miste genopdyrkningsretten. Der ser ud til at være en generel tendens til, at lodsejere med konventionelle og mere intensive produktionssystemer er mest bekymrede for at miste genopdyrkningsretten eller udlægge skov, der omfattes af fredskovspligten. Oplevelsen af, at naturbeskyttelsesloven er til hinder for at etablere småbiotoper, deles imidlertid mere jævnt på tværs af driftsformer og typer, og som det fremgår af Figur 6.2, mener 41 pct. af respondenterne, at naturbeskyttelsesloven er en hindring for at udlægge småbiotoper. Disse 41 pct. repræsenterer 45 pct. af respondenternes samlede landbrugsareal. I tillæg opleves reguleringen af husdyrtætheden som en hindring for især de intensive husdyrproducenter (Figur 6.2).



Figur 6.2. Lodsejernes svar på fire centrale spørgsmål om lovgivning, der i nogen grad holder dem fra at etablere småbiotoper. "Ikke konventionel" dækker primært over økologer. Grupperne "Svin - Ikke konventionel", "Fjerkræ" og "Gartneri" er udeladt pga. for lav swardeltagelse. Gruppen "Mælkeproduktion - Ikke konventionel" er for lille til at drage generelle konklusioner, men dog stor nok til at vise en tendens (Jacobsen og Dalgaard 2020).

6.2.2 Effekter på landskabsniveau

Effekten af ovenstående biodiversitets-virkemidler vil afhænge af en række geografisk varierende faktorer - dvs. der kan være stor variation i hvor effektivt et givent virkemiddel er i et område i forhold til et andet, afhængigt af de lokale landskabs- og geofysiske forhold (Odgaard et al. 2019ab). Som eksempler på sådanne geografisk varierende faktorer kan særligt nævnes:

1) Kvælstofretention (potentiale for at reducere kvælstofudvaskning): Nogle områder i Danmark har større potentiale til at omdanne nitrat til frit kvælstof ved denitrifikation under iltfrie forhold på vejen fra markens rodzone til kysten end andre. Det vil derfor være fordelagtigt at introducere et virkemiddel til områder, der har lavt potentiale til at reducere kvælstof og derved forbedre biodiversiteten i kystvandene. På denne måde kan et tiltag påvirke de nærmeste kyster og derved have regional effekt. Nogle virkemidler er bedre egnet til dette end andre. F.eks. vil effekten af braklægning eller skovrejsning på større sammenhængende arealer potentielt set være stor, hvorimod de mindre tiltag som lærkepletter, vibelavn timer osv. ikke vil påvirke vandmiljøet mærkbart.

2) Kulstof i jorden: Kulstof er mad for mange organismer, og det vil derfor være en fordel for biodiversiteten at introducere virkemidler, der opbygger kulstof i områder, hvor dette er en mangelvare - dvs. områder

med lav kulstof-procent i jorden. Det er nemlig i disse områder, der er størst opbygningspotentialer af kulstof - en proces som ud over at gavne biodiversiteten, også kan gavne klimaet. Her er det igen de arealmæssige større virkemidler som omlægning af marker og skovrejsning, hvor effekten kan blive mærkbar.

3) Mængden og kvaliteten af omkringliggende natur: Hvis et virkemiddel bliver implementeret relativt tæt op ad eksisterende natur, kan effekten være større her end andre steder, da det nye område nemmere kan blive koloniseret af de omkringboende populationer og arter. Endvidere, kan et virkemiddel af en betydelig størrelse øge arealet af den eksisterende natur og fungere som korridorerne mellem naturarealer.

En tidligere myndighedsbetjeningsopgave (Dalgaard et al. 2019a) viste ved interviews, at nogle landmænd havde interesse i at udtage ukurante fjerntliggende marker. Disse marker lå ofte op ad anden natur. En udtagning eller omlægning til græs af sådanne arealer vil altså både være til gavn for landmanden og biodiversitet på og omkring marken. Også de virkemidler, der optager mindre areal, vil kunne være effektive i sådanne områder, hvor der er større chance for at blive koloniseret af arter fra de nærtliggende naturområder.

Alt i alt må det konkluderes at sammenhænge på landskabsniveau kan være afgørende for den samlede effekt på både natur, økonomi, miljø og klima af nye virkemidler til fremme af biodiversiteten, og at ovenstående strategiske hensyn kan være afgørende for virkemidlernes succes.

7 Sammenfatning og konklusion

Langt den største del af biodiversiteten på landjorden, herunder også truede og internationalt beskyttede arter, findes uden for dyrkningsfladen i skove, ferske enge, strandenge, moser, heder og græsland. I agerlandet rummer eksisterende småbiotoper dog også en betydelig andel af truede arter, ligesom arter tilknyttet markfladen, i særlig grad en række truede fuglearter, også har brug for beskyttelse. Det er derfor afgørende, at eksisterende naturarealer, småbiotoper og truede arter tilgodeses i forvaltningen af det åbne land. I Boks 30 nedenfor opsummeres de væsentligste hovedlinjer i forhold til biodiversiteten på danske landbrugs- og skovrejsningsarealer.

Boks 30. Oversigt over faktorer for biodiversitet på danske landbrugs- og skovrejsningsarealer.

Biodiversitet tager tid

- Bevarelse af eksisterende natur, herunder småbiotoper, bør gå forud for oprettelse af nye biotoper, herunder skovrejsning.

Biodiversitet kræver plads

- Eksisterende produktionsarealer bør inddrages til biodiversitetsformål i form af permanent udtag og skovrejsning.
- Nye naturelementer og øget anvendelse af biodiversitetsvirkemidler på dyrkningsfladen og i skoven giver mere plads til naturen.

Heterogenitet er afgørende for biodiversiteten

- Heterogenitet såvel inden for det enkelte habitat som på landskabsskala bør tilgodeses.

Biodiversitet kræver spredningsmuligheder for planter og dyr

- Naturarealers størrelse, nærhed til andre tilsvarende naturtyper og det omgivende landskab har betydning for biodiversiteten.

Samtidig brug af flere virkemidler kan ofte bidrage med synergi til biodiversiteten

Praksis og plejemetoder skal tilgodeses biodiversiteten

- Praksis for eksisterende og nye virkemidler bør tilpasses, således at de i højere grad understøtter biodiversiteten.
- Plejemetoder for vedvarende biotoper skal vælges ud fra hensynet til den samlede biodiversitet

7.1 Tiltag i forbindelse med dyrkningsfladen

Effekter på natur og biodiversitet

For virkemidler på eller i umiddelbar nærhed til dyrkningsfladen er effekterne på biodiversiteten for de undersøgte organismegrupper sammenfattet i Tabel 7.1. Spændet i værdier for de enkelte organismegrupper afspejler, at der er betydelig forskel mellem effekten af et virkemiddel, hvis det implementeres efter gældende praksis, og hvis de i rapporten angivne anbefalinger for praksis i forhold til biodiversitet anvendes.

Vi har i rapporten valgt udelukkende at præsentere effekterne på organismegrupperne og udeladt en opsummering af effekterne på tværs af organismegrupper, som det kendes fra N- og P-virkemidlerne (Andersen et al. 2020, Eriksen et al. 2020). Dette er gjort, da der ikke findes en veldokumenteret naturvidenskabelig metode for en sådan opsummering af biodiversitet på tværs af organismegrupper, blandt andet fordi optimale forhold for en gruppe ikke nødvendigvis er sammenfaldende med optimale forhold for andre grupper men også fordi organismegrupperne langt fra er lige store.

Helt overordnet understøttes biodiversiteten på tværs af alle organismegrupper bedst ved permanent udtag af et areal fra dyrkning. Det omfatter vandhuller, vedvarende græs uden omlægning, levende hegn og småplantninger samt permanent udtagning af landbrugsarealer.

Det er værd at bemærke, at virkemidlet permanent græs, med de krav til beskyttelse som pt. gælder i Danmark, kun i begrænset omgang sikrer en effekt på biodiversiteten (jf. Tabel 7.1). I øvrigt har virkemidler målrettet fremme af en specifik organismegruppe generelt størst effekt netop på denne gruppe.

For virkemidler på dyrkningsfladen vil påvirkningen fra anvendelsen af pesticider og gødning på den tilgrænsende markflade ofte modvirke en optimal udvikling af biodiversiteten. Det er derfor tilrådeligt så vidt muligt at undgå denne påvirkning, f.eks. ved at etablere en pesticid- og gødningsfri bufferzone. Det skal i den forbindelse bemærkes, at vurderingen af dette virkemiddel i Tabel 7.1 udelukkende vedrører på biodiversiteten i selve bufferzonen. Der kan således forventes en synergi i form af større effekt på biodiversiteten samlet set, såfremt bufferzonen oprettes i tilknytning til det beskyttede nabohabitat.

Driftsøkonomiske og velfærdsøkonomiske effekter

For hovedparten af virkemidler på dyrkningsfladen er den væsentligste omkostning alternativomkostningen ved den nuværende landbrugsmæssige anvendelse af arealer evt. inkl. en alternativomkostning i tilknytning til harmoniareal. Denne er i nærværende rapport sat til 2.083 kr./ha på baggrund af Martinsen et al. (2020). I mange tilfælde vil alternativomkostningerne ved frivilligt ophør med dyrkningen være lavere, idet tiltaget typisk ikke må forventes at blive implementeret af landmanden, såfremt de faktiske omkostninger er højere end et evt. tilskud.

Ud over de arealmæssige alternativomkostninger medfører de forskellige virkemidler i varierende grad omkostninger til etablering og løbende pleje. I Tabel 7.1 nedenfor er de samlede omkostninger vist opgjort i hhv. driftsøkonomiske og velfærdsøkonomiske priser, idet sidstnævnte er omregnet ved anvendelse af nettoafgiftsfaktoren mens den monetære værdi af afledte miljøeffekter ikke er afspejlet.

Samspil mellem anbefalede implementeringer af virkemidlerne og landbrugernes adfærd

De anbefalede implementeringer af virkemidlerne i dette katalog er formuleret ud fra en snæver biodiversitets-synsvinkel. Disse anbefalinger vil ikke nødvendigvis være de mest fremmende for biodiversiteten samlet set, idet der må forventes et komplekst sammenspil mellem landbrugerens adfærd omkring valg

af etablering af biodiversitetsvirkemidler, de krav der stilles til det enkelte virkemiddel i forbindelse med implementering, og den biodiversitetsmæssige effekt af de implementerede virkemidler i sidste ende.

F.eks. er der i den anbefalede implementering af virkemidlet blomsterbrak mht. biodiversitet en anbefaling om et krav på mellem 10 og 15 plantearter, som ikke nødvendigvis alle sås, men gerne må inkludere fremspiring fra jordens frøpulje (tynd såning eller såning i stubmark).

Mens dette vil være ideelt set fra et snævert biodiversitetssynspunkt, vil det ikke nødvendigvis være ideelt set fra landmandens side bl.a. fordi landmanden må forventes at tage hensyn til krydsoverensstemmelse risikoen ved forskellige virkemidler under EU's landbrugspolitik. Det er således sandsynligt at nogle landbrugere vil være bekymrede for, om der faktisk kan opnås det specifikke minimums antal af forskellige plantearter fra en positivliste for blomsterbrakmarker inden for en specificeret arealenhed i den konkrete blomsterbrakmark, i tilfælde af kontrol. Konsekvensen af at sådanne krav bliver opfattet for svære eller behæftet med usikkerhed at opfylde kan bidrage til at landbrugerne fravælger virkemidler, hvor det vurderes svært med sikkerhed at opfylde kravene, selv ved en teknisk/driftsmæssig korrekt implementering virkemidlet.

En afdækning af dette samspil mellem kravene til virkemidlerne, den afledte effekt på landbrugernes valg omkring implementering virkemidler (herunder landmændenes reservationspriser), og den samlede biodiversitetsmæssige effekt på tværs af alle virkemidler udgør en betydelig men også særdeles væsentlig opgave, som ikke kunne rummes i dette projekt. Men en afdækning af disse forhold vil være afgørende for succes af fremtidige initiativer på området.

Det er sandsynligt, at der kommer visse krav til landbrugerne omkring biodiversitetstiltag i den kommende landbrugspolitiske periode. Samtidig vil dette sandsynligvis også medføre valgmuligheder for landbrugerne omkring, hvilke biodiversitetsvirkemidler de vælger at implementere. Derfor kan der opstå en konkurrence mellem de enkelte biodiversitetsvirkemidler. Her vil det ikke være en fordel for de virkemidler - og dermed de organismetyper der primært drager nytte af de pågældende virkemidler - der er designet således at kravene opfattes som vanskelige at opfylde af landbrugerne. Såfremt der ikke skal opstå en situation, hvor alle vælger samme "enkle" tiltag, kunne det overvejes at undersøge betydningen af, at sætte kravene til virkemidlerne lavere end de her anbefalede implementeringer. Der er naturligvis tale om et *trade-off*, hvor det heller ikke vil være til gavn for de relevante organismetyper, hvis kravene til virkemidlerne er så løse, at der ikke opnås en reel effekt for biodiversiteten. En mere tilbunds gående analyse af de reelle *trade-offs* vil kræve væsentligt mere tværfaglig forskning mellem naturvidenskaberne og samfundsvidenskaberne vedr. implementering og effekter af biodiversitetstiltag på markfladen.

Tabel 7.1. Oversigt over de vurderede biodiversitetseffekter og økonomiske konsekvenser af forskellige virkemidler på dyrkningsfladen.

Virkemiddel	Biodiversitetseffekt (-3 til +3)*						Økonomisk effekt (Kr./ha/år)**	
	Jordbundsfauna	Vilde planter	Vilde bier *	Vilde insekter og leddyr i øvrige	Fugle	Pat-tedyr	Driftsøkonomi	Velfærdsøkonomi
Tiltag på dyrkningsfladen								
Insektvolde	1-2	1-2	1-2	1-3	1-2	1-2	2.950	3.780
Slåningsbrak	0-3	0-3	0-2	-2 til 2	1-2	1-2	2.490 # 2.340 α	3.180 # 3.000 α
Blomsterbrak	0-2	0-2	0-2	-1 til 2	1-2	1-2	3.030	3.870
Bestøverbak	0-2	0-2	0-2	-1 til 2	0-2	0-1	3.030	3.870
Vibelavning	0-1	0-1	0	1-2	-1 til 3	0	2.080	2.670
Lærkepletter	0-1	0-1	0	1-2	-1 til 3	0	2.080	2.670
Haregrønning og vildtstriber med græs	0-2	0-1	0	1-2	0-2	1-2	3.390	4.330
Blomsterstriber	0-2	0-2	0-2	-1 til 2	0-2	0-2	3.030	3.870
Barjordstribes	-1 til 1	0-1	0-1	-1 til 1	-1 til 2	0-1	2.390	3.060
Bufferzoner uden pesticider og gødning	0	1	0-1	0-1	0-1	0-1	1.600 - 1.800	2.050 - 2.300
Vandhuller	1	1-2	0-2	1-2	1-2	1-2	3.740 § 5.820 +	4.780 § 7.450 +
Halmballer	0	0	0-1	0-1	0	0	320	420
Permanent græs	0-2	0-1	0-2	1-2	0-1	0-1	2.750	3.520
Vedvarende græs uden omlægning	0-3	0-3	0-2	1-3	0-2	0-2	2.750	3.520
Levende hegn og småbeplantninger	1-3	1-3	1-3	1-3	1-3	1-3	4.820 § 6.315 +	6.180 § 8.080 +
Permanent udtagning af landbrugsarealer	2-3	1-3	1-3	1-3	1-3	1-3	2.080	2.670

*) Der er til vurderingen af biodiversitetseffekter anvendt en arbitær skala fra -3 (betydelig negativ effekt) til +3 (betydelig positiv effekt) for de forskellige grupper af organismer (beskrevet i afsnit 2.1.2). Spændet i værdier for de enkelte organismetyper afspejler, at biodiversitetseffekten vil afhænge af, hvordan virkemidlerne implementeres; de højeste værdier fås ved at følge denne rapport's anbefalinger. Scorene kan ikke umiddelbart sammenlignes på tværs af virkemidlerne, men kan derimod benyttes til at orientere sig om, hvilke(n) organismegruppe(r), der kan have gavn af et givent virkemiddel. **) De vurderede økonomiske effekter gælder for den anbefalede implementering af det aktuelle virkemiddel. #) Årlig slåning, α) slåning hvert 2. år, §) Udenfor dyrkningsfladen. +) I dyrkningsfladen.

7.2 Bevaring og pleje af eksisterende biotoper

Effekter på natur og biodiversitet

Eksisterende biotoper af en vis alder har generelt en langt større biodiversitetsmæssig værdi end nyetablerede biotoper og de biodiversitetstiltag, der etableres på markfladen. Det er i de gamle, eksisterende biotoper, man kan være heldig at finde flest truede arter og flest arter i det hele taget. Det er derfor yderst vigtigt, at etablering af nye biotoper ikke kædes sammen med nedlæggelse af eksisterende biotoper, da en sådan praksis vil føre til et tab af værdifulde habitater. Desuden er der brug for større og sammenhængende arealer med natur og seminatur, hvis vi skal bedre forholdene for natur og biodiversitet i Danmark og leve op til de internationale forpligtigelser. Ud over bevaring af eksisterende habitater er det også

vigtigt, at der etableres nye biotoper, som så får lov at ligge længe eller permanent, idet nogle naturelementer, som f.eks. veterantræer, naturligt vil forsvinde med tiden.

For eksisterende biotoper er der ikke nogen oplagt reference at sammenligne med, og effekterne på de relevante organismegrupper er derfor beskrevet uden at knytte en score til effekterne. I modsætning til mange af virkemidlerne på dyrkningsfladen har de eksisterende biotoper ofte en positiv effekt på diversiteten af flere organismetyper.

Det er ikke ligegyldigt, hvordan de eksisterende biotoper behandles eller plejes. For biotoper, der ligger i umiddelbar tilknytning til dyrkningsfladen, vil en bufferzone, der modvirker spredning af pesticider og gødning fra markfladen, være en effektiv foranstaltning til at sikre biodiversiteten. Derudover er det afgørende for biodiversitetseffekten, at plejetiltag som afgræsning, anden fjernelse af biomasse eller beskæring udføres på den optimale måde, jf. anbefalingerne for de enkelte virkemidler.

7.3 Skovrejsning og biodiversitet

Effekter på natur og biodiversitet

Biodiversitet i skov rejst på landbrugsjord vil udvikle sig langsomt. Generelt antages virkemidlerne at have en gradvist stigende og varig effekt på biodiversiteten. I starten vil det overvejende være det åbne lands arter, der er tilstede. Efterhånden som der dannes et skovklima efter 20-30 år, vil de skovtilpassede arter kunne etablere sig i skoven. Der er fredskovspligt ved skovrejsning med støtte og det er dermed et varigt tiltag, så på sigt er der potentiale for høj diversitet i de nye skove. Udviklingen i biodiversiteten kan fremmes med forskellige virkemidler som træartsvalg, etablering af lysning og vådområder.

Selv om potentialet for høj biodiversitet ikke umiddelbart er tilstede i nyrejste skove på landbrugsjord, skal skovene etableres og i den fase, er der mulighed for at påvirke det kommende naturindhold i skoven. De fleste virkemidler kan med fordel implementeres ved etablering af skoven. Forskellige arter og artsgrupper benytter forskellige dele af skovøkosystemet som levested og føderessource. Disse leve- og fødesteder udvikler sig forskelligt i tid og rum. Spredning af skovarter ind i de nye skove vil også foregå med forskellig hastighed for forskellige organismegrupper. Prioritering af de enkelte virkemidler er derfor vanskelig. Valg af busk- og træarter og etablering af vådområder vil have en effekt på associerede arter efter få år, hvorimod dødt ved først vil dannes efter omkring 20-50 år og store dimensioner af dødt ved kommer først efter omkring 100 år.

Vi har i rapporten valgt ikke at præsentere scores for effekterne af de enkelte virkemidler på organismegrupperne, som der er gjort for virkemidler på og omkring dyrkningsflader. Der er få studier af udviklingen i biodiversiteten ved skovrejsning på intensivt dyrkede landbrugsarealer og de nuværende høje næringsniveauer gør sammenligningen med tidligere skovrejsninger vanskelig. Dyr og planter har forskellige krav til omgivelserne og forskellige tiltag vil tilgodese forskellige organismer, så en variation af virkemidler i en skov vil understøtte flest dyr og planter.

Overordnet ved vi, at løvskov understøtter flere arter end nåleskov og at lysninger, der samtidig er våde ikke så let gror til som tørre lysninger. Vådområder understøtter også en del sjældne eller sjældnere arter. Er hovedformålet med skovrejsningen biodiversitet, vil naturlig tilgroning som skovrejsningsmetode udvikle den mest diverse skovstruktur. Tilgroning er ofte en langsommelig og stokastisk proces, som kan påvirkes med simple tiltag mht. træartssammensætning og tilgroningshastighed.

Da de skovassocierede arter skal sprede sig ind i de nye skove har det omgivne skovlandskab betydning og nærhed til gammel skov er en nøglefaktor for udviklingen af biodiversiteten i de nye skove. Derfor kan nye skove med fordel placeres op ad ældre skove og samtidig vil de nye skove kunne skærme ældre skove mod atmosfærisk kvælstofdeposition, som er højest i skovkanterne.

Driftsøkonomiske effekter

De driftsøkonomiske effekter i forbindelse med biodiversitetsvirkemidler ved skovrejsning skal ses som ekstraomkostninger givet at skovrejsning er besluttet. Dette betyder at de arealmæssige offeromkostninger ved selve skovrejsningen ikke indgår.

De tidlige aspekter i skovrejsning og for biodiversitetsvirkemidlerne ved skovrejsning gør det ekstra vanskeligt at sammenligne omkostninger og effekter. Omkostningerne præsenteret i Tabel 7.2 angiver de årlige omkostninger på hhv. driftsøkonomisk og velfærdsøkonomisk niveau.

Tabel 7.2. Oversigt over de vurderede biodiversitetseffekter og økonomiske konsekvenser af forskellige virkemidler i forbindelse med skovrejsning.

forbindelse med skovrejsning.

Virkemiddel	Biodiversitets-effekter* (sammendrag)	Økonomisk effekt* (kr./ha/år)	
		Driftsøko- nomi	Velfærds- økonomi
Tiltag ifm. skovrejsning			
Jordbearbejdning og etable- ring	Udgangspunktet er forstyrrede jorde og jordbe- arbejdning er ikke et problem. Det er vigtigt at jorden bliver løsnet, hvis der er traktose.	10	10
Flere træarter: På gode boniteter På ringe boniteter	Træartsvalg er vigtigt. Flere træarter sammen er bedre end monokulturer. Løvskov er generelt mere artsrig end nåleskov. Det er vigtigt med en høj andel af pollen- og nektarplanter, hvilket ofte findes i skove etableret med naturlig tilgroning eller hvor dette prioriteres i tilplantningen.	70 740	90 950
Lysninger 2 ha 5 ha 10 ha	Lysninger skaber variation i skoven og dermed nye habitater for flora og fauna. En frodig skov- bundsflora er afhængig af lys til bunden.	280 260 250	360 330 320
Vådområder i skoven 2 ha 5 ha 10 ha	Skovens vådområder er typisk artsrige sammen- lignet med tør skov. Vådområder vil ofte være lysninger. Fluktuerende vandstand vil hæmme tilgroning og skabe diversitet i og omkring våd- området.	1230 1210 1200	1580 1550 1540
Dødt ved, livstræer, kvashegn: Placering i rækker Ikke kommercielle tyndinger	Dødt ved understøtter 25 % af skovens organis- mer, især insekter og svampe, men dannes lang- somt naturligt. Dødt ved kan skabes ved at efter- lade hele eller dele af tyndingsmaterialet i sko- ven. Samles det i kvashegn/rækker kan det un- derstøtte flere organismegrupper f.eks. små pat- tedyr og fugle.	10 120	20 150
Næringsstoffjernelse (gevinst!)	Høje næringsværdier fremme hurtigt voksende urter og hæmmer udviklingen af en typisk skov- bundsflora især på morænejorde. Indledende energiafgrøde som poppel kan fjerne en del af kvælstofpuljen og dermed forbedre grundlaget for langsomt voksende skovarter	100	130
Naturlig tilgroning (hegning) 2ha 5ha 10ha	Skovrejsning ved naturlig tilgroning er et virke- middel, der oftest vil skabe den mest varierede skov med en stor andel af hjemmehørende bu- ske og træer.	1.090 690 490	1.400 890 630
Assisteret spredning Skovø Fuglepæle	En del skovrejsning foregår ofte langt væk fra ældre skove. Det betyder, at de skovtilpassede arter eller deres frø eller frugter ikke er at finde i nærområdet. Assisteret spredning kan hjælpe organismerne på vej og i forbindelse med natu- rlig tilgroning, kan assisteret spredning f.eks. br- uges til at fremme spredning af specifikke træ- og buskarter.	60 20	70 20

*) Da det er organismegruppe(r), der kan have gavn af et givent virkemiddel, kan resultaterne for biodiversitetseffekterne ikke umiddelbart sammenlignes på tværs af virkemidlerne.

7.4 Konklusion

Denne rapport gennemgår et udvalg af relevante eksisterende og nye virkemidler til fremme af biodiversiteten på danske landbrugs- og skovrejsningsarealer, herunder deres forventede biodiversitetseffekt og de forventede økonomiske effekter ved disse, samt anbefalinger for deres implementering med henblik på at optimere biodiversitetseffekten.

Da biodiversitet er særdeles komplekst, og i princippet omfatter samtlige organismer og deres krav til habitater og ressourcer, vil der med sikkerhed være behov for en kombination af mange virkemidler for at optimere effekten på biodiversiteten og dermed bidrage til målsatte forbedringer af biodiversiteten. Samtidig er det essentielt at fastslå, at selv om de udvalgte virkemidler på- og i forbindelse med dyrkningsfladen samt ved skovrejsning kan bidrage væsentligt til en forøget biodiversitet i fremtiden, bør en hovedprioritet være at bevare allerede eksisterende, værdifulde habitater og sørge for at pleje dem bedst muligt.

Den indledende læsevejledning og baggrund for analyserne er vigtig, med henblik på at forstå ovenstående oversigtstabeller med de enkelte biodiversitetsvirkemidlers effekt. Her er det igen vigtigt at pointere, at tabellerne udelukkende omfatter effekter af virkemidler på dyrkningsfladen og derfor ikke dækker den overordnede konklusion på rapporten omkring indsatser på øvrige arealer og de større effekter på landskabsniveau.

Der er for alle virkemidler og eksisterende biotoper givet anbefalinger til, hvordan virkemidler og pleje bedst kan praktiseres med henblik på at fremme biodiversiteten mest muligt. Men da der er tale om den første samlede oversigt over udvalgte virkemidler til fremme af biodiversitet på og i tilknytning til dyrkningsfladen, er det væsentligt at bemærke, at der ikke er tale om en udtømmende oversigt, ligesom vurderingerne repræsenterer et første bud på effekterne baseret på eksisterende viden. Da der desuden er tale om en generel analyse, vil resultaterne ikke nødvendigvis kunne overføres umiddelbart til konkrete lokaliteter eller driftsformer, hvilket gælder for vurderingen af både biodiversitetseffekter og driftsøkonomi. I vurderingen af virkemidlerne beskrives udelukkende den lokale effekt, men landskabsforhold - herunder landskabsheterogenitet - kan have stor betydning for biodiversitetseffekten på større skala. Inddragelse af landskabsforhold kræver dog en selvstændig analyse, herunder eventuelt også udvikling af tilskudsordninger, der gælder på tværs af flere bedrifter.

Biodiversitetseffekterne vil for en række virkemidler være betydeligt større ved fravær af pesticidpåvirkning, hvilket økologisk praksis umiddelbart tilgodeser. Det gælder f.eks. levende hegn, lærkepletter, og insektvolde. På økologiske bedrifter er det imidlertid ikke muligt, under de nuværende tilskudsordninger, at søge støtte til sådanne specifikke virkemidler, men udelukkende til det økologiske arealtilskud. Ved tilrettelægges af fremtidige tilskudsordninger bør muligheden for at støtte sådanne specifikke virkemidler på økologiske bedrifter inddrages.

Foruden de litteraturbaserede analyser af virkemidlerne er der foretaget en spørgeskemaundersøgelse til afdækning af landbrugeres holdninger til gennemførelse af tiltag til fremme af biodiversitet på deres ejendomme. Resultaterne herfra viser, at en række strategiske hensyn og dilemmaer for landbrugeren kan være afgørende for virkemidlernes udbredelse og succes.

Sidst skal igen nævnes, at denne udredning er det første forsøg på at foretage en samlet vurdering af virkemidler til fremme af biodiversiteten på de nuværende landbrugsarealer, herunder nye skovrejsningsarealer på landbrugsfladen, hvorfor arbejdet har afdækket en lang række forhold, som fremover kan underkastes yderligere forskning og vidensopsamling med henblik på at understøtte indsatsen for øget biodiversitet.

8 Litteraturliste

- Andersen LW, Bruus M, Jensen TS, Marchi C, Topping C, Damgaard C, Olsen K, Dalgaard T og Strandberg B (2014) *Øger økologisk landbrug biodiversiteten? Hovedkonklusioner fra REFUGIA-projektet*, ICROFS nyt, nr. 3.
- Andersen DK, Ejrnæs R, Vinther E, Svendsen A, Bruun HH, Buchwald E og Vikstrøm T (2015) *Forvaltning af rigkær. Udgangspunkt i voksesteder af mygblomst*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 52 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 150. dce2.au.dk/pub/SR150.pdf
- Andersen HE, Rubæk GH, Hasler B og Jacobsen BH (redaktører) (2020) *Virkemidler til reduktion af fosforbelastningen af vandmiljøet*. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 284 p. Videnskabelig rapport nr. 379. <http://dce2.au.dk/pub/SR379.pdf>.
- Andersen N (2015) *Manual til flere Viber på markerne*. DOF Birdlife publikationsdatabase. 5 s. <https://pub.dof.dk/notater/8/download/2015-manual-til-flere-viber-paa-markerne>.
- Andreasen C and Streibig JC (2011) *Evaluation of changes in weed flora in arable fields of Nordic countries – based on Danish long-term surveys*. Weed Research 51, 214-226.
- Archer SR, Andersen EM, Predick KI, Schwinning S, Steidl RJ and Woods SR (2017) *Woody Plant Encroachment: Causes and Consequences*. In Rangeland Systems: Processes, Management and Challenges (Cham: Springer International Publishing) pp. 25-84.
- Atrina A, Banelytė GG, Læssøe T, Riis-Hansen R, Bruun HH, Rahbek C and Heilmann-Clausen J (2020) *Quality of substrate and forest structure determine macrofungal richness along a gradient of management intensity in beech forests*. Forest Ecology and Management, 478, 118512, doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118512.
- Aude E, Hansen DN, Møller PF og Riis-Nielsen T (2002) *Naturnær skovrejsning – et bæredygtigt alternativ?* Danmarks Miljøundersøgelser. 47 p. Faglig rapport fra DMU nr 389.
- Baker AJ and Brooks RJ (1981) *Distribution patterns of raptors in relation to density of meadow voles*. Condor 83, 42-47.
- Balmford B, Green RE, Onial M, Phalan B and Balmford A (2019) *How imperfect can land sparing be before land sharing is more favourable for wild species?* Journal of applied ecology, 56(1), 73-84.
- Bárcena TG, Gundersen P and Vesterdal L (2014) *Afforestation effects on SOC in former cropland: oak and spruce chronosequences resampled after 13 years*. Global Change Biology 20(9), 2938-2952.
- Batáry P, Báldi, A, Ekroos J, Gallé R, Grass I and Tschamntke T (2020) *Biologia Futura: landscape perspectives on farmland biodiversity conservation*. Biologia Futura 71, 9-18.
- Batáry P, Dicks LV, Kleijn D and Sutherland WJ (2015) *The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management*. Conservation Biology 29(4), 1006-1016.
- Bauhus J, Puettmann Km, Messier C (2009) *Silviculture for old-growth attributes*. Forest Ecology and Management 258(4), 525-537. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.053>
- Bechard MJ (1982) *Effect of vegetative cover on foraging site selection by Swainson's Hawk*. Condor, 84: 153-159.
- Bengtsson J, Ahnström J and Weibull AC (2005) *The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis*. Journal of Applied Ecology 42: 261– 269.

Bertelsen JP, Ejrnæs R, Hald AB, Odderskær P, Strandberg M og Topping C (2008) *Fup og fakta om brak og natur*. Aktuell Naturvidenskab 2, 2008, 32-35.

Bertelsen JP, Karlslund CA, Sørensen SØ og Holbeck HB (2015) *Dyrkningsvejledning. Natur- og vildtvendelige tiltag i landbruget - udførelse og effekt*. Revideret 2015. Aarhus Universitet, 9 p.

Beule L, Lehtsaar E, Corre MD, Schmidt M, Veldkamp E and Karlovsky P (2020) *Poplar Rows in Temperate Agroforestry Croplands Promote Bacteria, Fungi, and Denitrification Genes in Soils* Front. Microbiology 10, 1-11.

Birkhofer K, Ekroos CJ and Smith HG (2014) *Winners and losers of organic cereal farming in animal communities across Central and Northern Europe*. Biological Conservation 175: 25-33

Boinot S, Poulmarc'h J, Mézière D, Lauri PÉ and Sarthou JP (2019) *Distribution of overwintering invertebrates in temperate agroforestry systems: Implications for biodiversity conservation and biological control of crop pests*. Agriculture, Ecosystems and Environment 285, 1-11.

Boutin C, Strandberg B, Carpenter D, Mathiassen SK, Thomas P (2014) *Herbicide impact on native plant reproduction: what are the ecological and toxicological implications?* Environmental Pollution, 125, 1-12.

Briones MJ and Schmidt O (2017) *Conventional tillage decreases the abundance and biomass of earthworms and alters their community structure in a global meta-analysis*. Global Change Biology, 1-24. Biology 1-24. DOI: 10.1111/gcb.13744.

Brown SC (1998) *Remnant seed banks and vegetation as predictors of restored marsh vegetation*. Canadian Journal of Botany 76, 620-629.

Brunet J (2007) *Plant colonization in heterogeneous landscapes: an 80-year perspective on restoration of broadleaved forest vegetation*. Journal of Applied Ecology 44, 563-572.

Bruus M, Andersen HV, Løfstrøm P, Kjær C, Glasius M, Jensen B, Strandberg MT, Bak JL, Hansen KM og Bossi R (2008) *Omfang og effekt af herbicidafdrift til læhegn*. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen, bind 120, 86 s.

Bruus M, Dupont YL, Berthelsen JP og Strandberg MT (2016) *Konkrete tiltag til højnelse af naturværdi af blomsterbrak*. Faglig redegørelse nr. 107569, 18 s., dec. 08, 2016.

Bucher R, Andres C, Wedel MF and Entling MH (2016) *Biodiversity in low-intensity pastures, straw meadows, and fallows of a fen area - A multitrophic comparison*. Agriculture, Ecosystems and Environment 219, 190-196.

Burkle LA, Delphia CM and O'Neill KM (2020) *Redundancy in wildflower strip species helps support spatiotemporal variation in wild bee communities on diversified farms*. Basic and Applied Ecology 44, 1-13.

Buttenschøn RM og Gottlieb L (2019) *Skovgræsning med biodiversitetsformål*. (1 udg.) Frederiksberg: Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet. IGN Rapport. https://static-curlis.ku.dk/portal/files/230689434/Skovgr_sning_web_3.pdf

Buttenschøn RM & Schmidt IK. 2015. De danske hedetyper, deres udbredelse og tilstand. Flora og Fauna 121(3-4), 75-78.

Byriel DB, Schmidt IK, Justesen MJ, Pape T, Hansen AK, Riis-Nielsen T, Kepfer Rojas S (2020) *Forest management affects crane fly (Tipuloidea) community structure through changes in edaphic conditions*. Forest Ecology and Management. 457. 117756. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117756>.

Byriel et al. In prep. Common heathland management regimes do not benefit all insect taxa – the importance of mosaic management

Callesen I, Jørgensen BB, Fischer L, Larsen HME, Ravn HP, Filsø SS, Bjerager PER og Thomsen IM (2017) *Egens sundhedsproblemer på grundvandsnære jorde*. Frederiksberg. IGN Rapport. https://static-cu-ris.ku.dk/portal/files/183508008/Callesen_et_al_rapport_egesundhed_2017.pdf

Cardinael R, Hoeffner K, Chenu C, Chevallier T, Béal C, Dewisme A and Cluzeau D (2019) *Spatial variation of earthworm communities and soil organic carbon in temperate agroforestry*. *Biology and fertile soils* 55, 171–83.

Chamberlain J, Gough S, Anderson G, MacDonald M, Grice P and Vickery J (2009) *Bird use of cultivated fallow 'Lapwing plots' within English agri-environment schemes*. *Bird Study* 56, 289–297.

Christiansen JR, Vesterdal L, Hansen KI, Sevel L, Gundersen P og Bastrup-Birk A (2008) *Nedsivning af vand under otte danske skove*. *Videnblade Skov og Natur* 8.5–20.

Christensen TK, Balsby TS, Mikkelsen P og Lauritzen T (2020) *Vildtudbyttestatistik og vingeundersøgelsen for jagtsæsonerne 2015/16 og 2016/17*. Notat Fra DCE - Nationalt Center for Miljø Og Energi, Vol. 46, p. 15.

Christensen M, Hahn K, Mountford EP, Ódor P, Standovar T, Rozenberger D, Diaci J, Wijdeven S, Meyer P, Winter S and Vrska T (2005) *Dead wood in European beech (Fagus sylvatica) forest reserves*. *Forest Ecology and Management* 210, 267–282.

Clark JD and Johnson AH (2011) *Carbon and nitrogen accumulation in post-agricultural forest soils of Western New England*. *Soil Science Society of America Journal* 75, 1530–1542.

Collins KL, Boatman ND, Wilcox A, Holland JM and Chaney K (2002) *Influence of beetle banks on cereal aphid predation in winter wheat*. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 93, 337–350.

Concepción ED, Aneva I, Jay M, Lukanov S, Marsden K, Moreno G, Oppermann R, Pardo A, Piskol S and Rolo V (2020) *Optimizing biodiversity gain of European agriculture through regional targeting and adaptive management of conservation tools*. *Biological Conservation* 241, 108384.

Cong W, Dupont YL, Sørengaard K and Eriksen J (2020) *Optimizing yield and flower resources for pollinators in intensively managed multi-species grasslands*. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 302, 107062.

Cunningham SC, Mac Nally R, Baker PJ, Cavagnaro TR, Beringer J, Thomson JR and Thompson RM (2015) *Balancing the environmental benefits of reforestation in agricultural regions*. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 17(4), 301–317. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2015.06.001>.

Dahlberg A og Stokholm JN (2004) *Vedlevande arters krav på substrat*. Skogsstyrelsen. <https://shop.textalk.se/shop/9098/art85/4646085-51e2f5-1733.pdf>

Dalgaard T, Jacobsen NM, Odgaard MV, Pedersen BF and Ejrnæs R (2019a) *Potentiale for småbiotoper i Danmark*. Udredning/notat. Journal 2018-760-001315. 21. november 2019. DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Foulum. 12 p. [https://pure.au.dk/portal/da/publications/potentiale-for-smaabiotoper-i-danmark\(d181519f-9926-4aca-afec-4f9cc5a093d2\).html](https://pure.au.dk/portal/da/publications/potentiale-for-smaabiotoper-i-danmark(d181519f-9926-4aca-afec-4f9cc5a093d2).html).

Dalgaard T, Jensen M, Kongsted AG, Jørgensen U, Krogh PH, Pedersen HL, Bertelsen MG og Olesen JE (2019b) *Scenarier for skovlandbrug i Danmark - effekter på miljø, klima og biodiversitet* (Tjele) Online: <http://dca.au.dk>.

Dalgaard T, Odgaard MV, Pedersen BF, Strandberg B and Ejrnæs R (2020) *Biodiversitetsmæssige overvejelser ved udlægning af småbiotoper på arealer med permanent græs eller lavbundsarealer*. Faglig redegørelse. Journal 2020-0103291. 25. august 2020. DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Foulum. 8 s. [https://pure.au.dk/portal/da/publications/biodiversitetsmaessige-overvejelser-ved-udlaegning-af-](https://pure.au.dk/portal/da/publications/biodiversitetsmaessige-overvejelser-ved-udlaegning-af)

[maabiotoper-paa-arealer-med-permanent-graes-eller-lavbundsarealer\(47e5d58a-61ae-4d8b-8ded-d4b0bf73871f\).html](https://maabiotoper-paa-arealer-med-permanent-graes-eller-lavbundsarealer(47e5d58a-61ae-4d8b-8ded-d4b0bf73871f).html).

Danmarks Jægerforbund (2020a) *Insektvolde*. <https://www.jaegerforbundet.dk/vildt-og-natur/natur-og-vildtpleje/bestandpleje/udsætning/biotopplaner/insektvolde/>

Danmarks Jægerforbund (2020b) *Vildtplantninger*. <https://www.jaegerforbundet.dk/vildt-og-natur/natur-og-vildtpleje/terraenpleje/vildtplantning/>

Danmarks Naturfredningsforening (2020) *Jord og Stendiger*. <http://stoet.dn.dk/Default.aspx?ID=4220>.

Dansk Landbrugsrådgivning u.å. Dyrkningsvejledning, Græs og kløvergræs

Dansk Skovforening (2003) *Skovøkonomisk Tabelværk* (Ver. 1.0.1.).

Daunicht WD (1992) *Einfluss der Bewirtschaftung am Beispiel der Feldlerche*. *EcoSys* 2, 73-74.

Davidson KE, Fowler MS, Skov MW, Forman D, Alison J, Botham M, Beaumont N and Griffin JN (2020) *Grazing reduces bee abundance and diversity in saltmarshes by suppressing flowering of key plant species*. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 291, 106760.

Dicks LV, Baude M, Roberts SPM, Phillips J, Green M and Carvell C (2015) *How much flower-rich habitat is enough for wild pollinators? Answering a key policy question with incomplete knowledge*. *Ecological Entomology* 40, 22-35.

DLF (2018): *OVERSIGT OVER AFGRØDER - vildtafgrøder 2018*, available at: http://www.dlf.dk/Files/Files/_Websites/DLF.dk/Agro/pdf/Vildtafgrøder-2018-bestillingsseddel-90x268-DJ.pdf (accessed 14 August 2020).

DST – Danmarks statistik (2018): *Jordbrugets regnskaber* - Danmarks Statistik. Udvidede Tabeller for Jordbrug 2018, available at: <https://www.dst.dk/da/Statistik/emner/erhvervslivets-sektorer/landbrug-gartneri-og-skovbrug/jordbrugets-regnskaber> (accessed 19 August 2020).

DST - Danmarks statistik (2019a): *LPRIS36: Priser for jordbrugets produktionsfaktorer efter produkt og enhed - Statistikbanken - data og tal. Arbejdsløn, Tarif C (kr. pr. time)*. Danmarks Statistik, available at: <https://www.statbank.dk/statbank5a/SelectVarVal/Define.asp?Maintable=LPRIS36&PLanguage=0> (accessed 3 July 2020).

DST - Danmarks statistik (2019b) *Statistikbanken - Erhvervslivets Sektorer BDF11 Bedrifter efter område, enhed, bedriftstype og areal* Online: <https://www.statistikbanken.dk/statbank5a/selectvarval/define.asp?PLanguage=0&subword=tabbel&MainTable=BDF11&PXSID=180280&tablestyle=&ST=SD&buttons=0>.

DST - Danmarks Statistik (2020a) *LPRIS36 Arbejdsløn, Tarif C (kr. pr. time)*. <https://www.statbank.dk/statbank5a/SelectVarVal/Define.asp?Maintable=LPRIS36&PLanguage=0>.

DST - Danmarks statistik (2020b): *AFG5. AFG5: Det Dyrkede Areal Efter Område, Enhed Og Afgrøde*, available at: <https://www.statistikbanken.dk/AFG5>.

DSV (2020) *Insektvold blanding 1 kg. DSV landmands shop*. <https://landmand.dsv-froe.dk/shop/insektvold-blanding-1-715p.html>, (accessed 3 July 2020).

Dubgaard A, Jespersen HML, Laugesen FM, Hasler B, Christensen LP, Christensen LP, Martinsen L, Kälström MN og Levin G (2012) *Økonomiske Analyser Af Naturplejemetoder i Beskyttede Områder*, Fødevareøkonomisk Institut, Københavns Universitet. Rapport / Fødevareøkonomisk Institut, Nr. 211.

Ebeling A, Hines J, Hertzog LR, Lange M, Meyer ST, Simons NK and Weisser WW (2018) *Plant diversity effects on arthropods and arthropod-dependent ecosystem functions in a biodiversity experiment*. Basic and Applied Ecology 26, 50-63.

Ejrnæs R (2010) *Hvordan kan vi nå EU-målsætningen om at stoppe tilbagegangen af biodiversitet i Danmark?* I: Geldmann, J. (red.) et al.: Naturens tilstand i Danmark. Vidensbaseret debatdag, den 13. april 2010, pp. 18-23; Det Kongelige Danske Videnskabernes Selskab

Ejrnæs R, Nygaard B og Strandberg M (2014) *Forbedring af naturtilstand og biodiversitet efter ophør af gødskning og sprøjtning af 53-arealer*. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 27. november 2014.

Ejrnæs R, Bruun HH, Heilmann-Clausen J og Strandberg B (2019) *Virkemiddelkatalog for natur*. 52 p. Aarhus Universitet og Københavns Universitet. https://www.dn.dk/media/45012/virkemiddelkatalog_8-marts.pdf. ISBN: 978-87-93129-55-9.

Ejrnæs R, Karlsund CA og Holbeck HB (u. år) *Katalog over naturtiltag i marken. Natur- og vildtvenlige tiltag i landbruget – udførelse og effekt*. Notat Aarhus Universitet.

Ejrnæs R og Nygaard B (2011b) Kapitel 2: *Skov*. I: Ejrnæs R, Wiberg-Larsen P, Holm TE, Josefson A, Strandberg B, Nygaard B, Andersen LW, Winding A, Termansen M, Hansen MDD, Søndergaard M, Hansen AS, Lundsteen S, Baattrup-Pedersen A, Kristensen E, Krogh PH, Simonsen V, Hasler B og Levin G (2011) *Danmarks biodiversitet 2010 – status, udvikling og trusler*. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 152 p. Faglig rapport fra DMU nr. 815.

Elmeros M, Therkildsen OR, Strandberg B og Kryger P (2014) *Betydning af slåning af brakarealer for hhv. råvildt, harer, jordrugende fugle, bier og fødegrundlag for vilde dyr*. Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi 8. juli 2014.

Ejrnæs R, Liira J, Poulsen RS, Nygaard B (2008) *When Has an Abandoned Field Become a Semi-Natural Grassland or Heathland?* Environmental Management 42: 707-716.

Ejrnæs R og Nygaard B (2011a) *Græsland og hede*. Kapitel 4 i: Ejrnæs R, Wiberg-Larsen P, Holm TE, Josefson A, Strandberg B, Nygaard B, Andersen LW, Winding A, Termansen M, Hansen MDD, Søndergaard M, Hansen AS, Lundsteen S, Baattrup-Pedersen A, Kristensen E, Krogh PH, Simonsen V, Hasler B og Levin G (2011) *Danmarks biodiversitet 2010 – status, udvikling og trusler*. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 152 sider – Faglig rapport fra DMU nr. 815.

Ejrnæs R, Nygaard B og Strandberg M (2014) *Forbedring af naturtilstand og biodiversitet efter ophør af gødskning og sprøjtning af 53-arealer*. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 27. november 2014

Ejrnæs R, Wiberg-Larsen P, Holm TE, Josefson A, Strandberg B, Nygaard B, Andersen LW, Winding A, Termansen M, Hansen MDD, Søndergaard M, Hansen AS, Lundsteen S, Baattrup-Pedersen A, Kristensen E, Krogh PH, Simonsen V, Hasler B og Levin G (2011c) *Danmarks biodiversitet 2010 - status, udvikling og trusler*. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 152 p. - Faglig rapport fra DMU nr. 815.

Emmett B, Anderson J and Hornung M (1991) *The controls on dissolved nitrogen losses following two intensities of harvesting in a Sitka spruce forest (N. Wales)*. Forest Ecology & Management 41, 65-80.

Eriksen J, Thomsen IK, Hoffmann CC, Hasler B, Jakobsen BH, Baattrup-Pedersen A, Strandberg B, Boelt B, Iversen BV, Kronvang B, Børgesen CD, Abalos D, Zak D, Hansen EM, Blicher-Mathiesen G, Rubæk GH, Ørum JE, Rasmussen J, Audet J, Olesen JE, Elsgaard L, Munkholm LJ, Jørgensen LN, Martinsen L, Bruus M, Carstensen MV, Pedersen MF, Nørremark M, Hutchings NJ, Gundersen P, Kudsk P, Sørensen P, Lærke PE, Gislum R, van't Veen SGM, Larsen SE, Petersen SO, Riis T og Jørgensen U (2020) *Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet*. Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet, Foulum. 380 p. Myndighedsrådgivning rapport, Journal 2019-760-001115. https://pure.au.dk/portal/files/191932933/N_virkemiddelkatalog_2020rev_08072020.pdf.

- Eriksson O (1993) *The species-pool hypothesis and plant community diversity*. Oikos 68(2), 371-374.
- Espensen BL, Goldberg C, Jakobsen EM, Lorentzen C, Thaysen JN, Christensen M og Bojsen T (2018) *Katalog over omkostninger ved etablering af erstatningsnatur*. Orbicon.
- Farmtalonline.dlbr.dk (2020) <https://farmtalonline.dlbr.dk/>. SEGES, Skejby.
- Fagan KC, Pywell RF, Bullock JM and Marrs RH (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
- Fahrig L, Baudry J, Brotons L, Burel FG, Crist TO, Fuller RJ, Sirami C, Siriwardena GM and Martin J-L (2011) *Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes*. Ecology Letters 14, 101-112.
- Finansministeriet (2018): *Den Samfundsøkonomiske Diskonteringsrente*.
- Finansministeriet (2019) *Nøgletalskatalog* <https://fm.dk/media/17360/noegletalskatalog-december-2019.pdf>
- Finch T, Gillings S, Green RE, Massimino D, Peach WJ and Balmford A (2019) *Bird conservation and the land sharing-sparing continuum in farmland-dominated landscapes of lowland England*. Conservation Biology 33(5), 1045-1055.
- Fischer J, Jenny M and Jenni L (2009) *Suitability of patches and in-field strips for Skylarks Alauda arvensis in a small parceled mixed farming area*. Bird Study 56: 34-42.
- Fløjgaard C et al. (in prep) *Biodiversitetseffekter af rewilding*. DCE rapport.
- Fløjgaard C, Pedersen PBM, Sandom C, Svenning JC and Ejrnæs R (2020) *Exploring a natural baseline for large herbivore biomass*. BioRxiv.
- Foreningen til svampekundskabens fremme (2016) Database over danske svampefund, administreret af Frøslev T, Heilmann-Clausen J, Lange C, Læssøe T, Petersen JH, Søchting U, Jeppesen TS og Vesterholt J (2020) online www.svampeatlas.dk (12.9. 2020).
- Fredshavn JR og Ejrnæs R (2007) *Beregning af naturtilstand - ved brug af simple indikatorer*. 2. udg. Danmarks Miljøundersøgelser – Faglig rapport DMU 599.
- Fredshavn J, Nygaard B, Ejrnæs R, Damgaard C, Therkildsen OR, Elmeros M, Johansson LS, Alnøe A.B., Dahl K, Nielsen EH, Pedersen HB, Sveegaard S, Galatius A Teilmann J (2019) *Bevaringsstatus for naturtyper og arter*. Oversigt over Danmarks Artikel 17-rapportering til Habitatdirektivet 2019. Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 6. september 2019.
- Fredshavn JR og Strandberg M (2013) *Kvalitativ vurdering af EFA-arealers effekt på biodiversiteten*. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 11. september 2013.
- Frouz J (1999) *Use of soil dwelling Diptera (Insecta, Diptera) as bioindicators: a review of ecological requirements and response to disturbance*. Agriculture, Ecosystems and Environment, 74(1), 167-186.
- Ganser D, Knop E and Albrecht M (2019) *Sown wildflower strips as overwintering habitat for arthropods: Effective measure or ecological trap?* Agriculture, Ecosystems and Environment 275, 123-131.
- Ganzelmeier H, Rautmann D, Spangenberg R, Streløke M, Herrmann M, Wenzelburger HJ and Walter HF (1995) *Untersuchungen zur Abtrift von Pflanzenschutzmitteln Ergebnisse eines bundesweiten Versuchsprogrammes*. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem, Heft 304, 1995.

Gao T, Hedblom M, Emilsson T and Nielsen AB (2014). *The role of forest stand structure as biodiversity indicator*. Forest Ecology and Management 330, 82-93.

Godefroid S, Massant W and Koedam N (2005) *Variation in the herb species response and the humus quality across a 200-year chronosequence of beech and oak plantations in Belgium*. Ecography, 28: 223-235. doi:10.1111/j.0906-7590.2005.03877.x

Gardenpro.dk (2020): *EG KVARTE PÆLE Ø18 - 20 x 180 CM*, available at: <https://gardenpro.dk/shop/119-ege-trae-stolper-og-paele/867-eg-kvarte-paele-oe18---20-x-180-cm/> (accessed 16 September 2020).

Godefroid S and Koedam N (2004) *Interspecific variation in soil compaction sensitivity in forest floor species*. Biological Conservation 119, 207-217.

Gove B, Power SA, Buckley GP and Ghazoul J (2007) *Effects of herbicide spray drift and fertilizer over-spread on selected species of woodland ground flora: Comparison between short-term and long-term impact assessments and field surveys*. Journal of Applied Ecology 44, 374-384.

Gossner MM, Engel K and Jessel B (2008) *Plant and arthropod communities in young oak stands: Are they determined by site history?* Biodiversity and Conservation 17(13), 3165-3180.

Green RE (1980) *Food Selection by Skylarks and Grazing Damage to Sugar Beet Seedlings*. Journal of Applied Ecology 17(3), 613-630.

Gundersen P (2008) *Nitratudvaskning fra skovarealer – model til risikovurdering (SkovNitrat)*. Københavns Universitet. Arbejdsrapport Skov og Landskab. 43 s. https://static-curis.ku.dk/portal/files/194913240/Gundersen_PAF_NO3_Rapport.pdf

Gundersen P (2018) *Nitratudvaskning i nye skove på gammel landbrugsjord*. IGN Rapport, Københavns Universitet, Frederiksberg.

Gundersen P og Buttenschøn RM (2005) *Vegetationsudvikling og nitratudvaskning ved ændret arealanvendelse – eng, overdrev og skovrejsning i Drastrup projektet 1998-2005*, Aalborg Kommune og Arbejdsrapporter Skov & Landskab Nr.: 24, 52 p.

Gundersen P og Johannsen VK (2016) *Ammoniakfølsomme skove – kortlægning og vejledning*. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet. IGN Rapport. https://static-curis.ku.dk/portal/files/171620128/Nskov_rapport_web_3.pdf

Gundersen P, Schmidt I and Rasmussen K (2006) *Leaching of nitrogen from temperate forests – effects of air pollution and forest management*. Environmental Reviews 14, 1-57.

Hautier Y, Niklaus, PA and Hector A (2009) *Competition for light causes plant biodiversity loss after eutrophication*. Science, 324(5927), 636-638.

Hansen EM, Thomsen IK, Hutchings NJ, Strandberg M og Bruus M (2020) *Vurdering af natur-, miljø- og klimamæssige effekt af et 2-årigt jordbehandlingskrav på arealer med blomster- og bestøverbrak*. Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 24 S. https://pure.au.dk/portal/files/196842464/Levering_Vurdering_af_natur_milj_og_klimam_ssig_effekt_af_et_2_rigt_jordbehandlingskrav_p_arealer_med_blomster_og_best_verbrak.pdf.

Hansen K (1996) *Dansk Feltflora*. Gad.

Hansen K, Rosenqvist L, Vesterdal L and Gundersen P (2007) *Nitrate leaching from three afforestation chronosequences on former arable land in Denmark*. Global Change Biology 13, 1250-1264. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01355.x>

- Hansen K, Schmidt IK, Gundersen P og Vesterdal V (2008) *Skovrejsning – Miljømæssige konsekvenser*. Skovbrug. Videnblad. 4.0-1.
- Heilmann-Clausen J and Christensen M (2004) *Does size matter? On the importance of various dead wood fractions for fungal diversity in Danish beech forests*. Forest Ecology and Management. 201; 105-117.
- Heneberg P, Bogusch P and Řezáč M (2017) *Roadside verges can support spontaneous establishment of steppe-like habitats hosting diverse assemblages of bees and wasps (Hymenoptera: Aculeata) in an intensively cultivated central European landscape*. Biodiversity and Conservation 26, 843-864.
- Hermý M and Verheyen K (2007) *Legacies of the past in the present-day forest biodiversity: a review of past land-use effects on forest plant species composition and diversity*. Ecological Research 22(3), 361-371.
- Hole DG, Perkins AJ, Wilson JD, Alexander IH, Grice F and Evans AD (2005) *Does organic farming benefit biodiversity*. Biological Conservation 122, 113-130
- Holland JM (2004) *The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: reviewing the evidence*. Agriculture, Ecosystems and Environment 103, 1-25.
- Holland JM and Reynolds CR (2003) *The impact of soil cultivation on arthropod (Coleoptera and Araneae) emergence on arable land*. Pedobiologia 47, 181-191.
- Højgård Petersen, A, Lundhede, T, Bruun, HH, Heilmann-Clausen, J, Thorsen, BJ, Strange, N & Rahbek, C 2016, *Bevarelse af biodiversiteten i de danske skove: en analyse af den nødvendige indsats, og hvad den betyder for skovens andre samfundsgoder*. Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, Københavns Universitet.
- Isbell F, Tilman D, Polasky S, Binder S and Hawthorne P (2013) *Low biodiversity state persists two decades after cessation of nutrient enrichment*. Ecology letters, 16(4), 454-460.
- Jacobsen BH (2019). *Vurdering af erstatningsniveauer i forbindelse med dyrkningsrestriktioner i boring-snære beskyttelsesområder (BNBO)*, 34 s., IFRO Udredning, Nr. 2019/22. https://static-curis.ku.dk/portal/files/230148368/IFRO_Udredning_2019_22.pdf.
- Jacobsen NM og Dalgaard T (2020) *Spørgeskema vedr. biodiversitetsvirkemidler*. Baggrundnotat. Aarhus Universitet, Institut for Agroøkologi. 28 s.
- Johannsen VK, Nielsen K, Fritzboeger B, Buchwald E, Serup H, Møller PF, Schmidt IK, Kepfer RS, Nord-Larsen T, Larsen JB, Christensen M, Jørgensen BB, Vesterdal L, Rune F, Halse AY, Riis-Nielsen T og Arndal MF (2015) *Opgørelsesmetoder og udvikling i dødt ved*. (2. udg.) Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet. IGN Rapport. https://forskning.ku.dk/soeg/result/?pure=files%2F132466002%2FOpg_metoder_og_udv_i_dødt_ved_09_03_2015.pdf
- Johannsen VK, Nord-Larsen T, Vesterdal L og Bentsen NS (2020). *Kulstofbinding ved skovrejsning 2020: Sagsnotat*. 2020. 44 p. https://static-curis.ku.dk/portal/files/241891135/Sagsnotat_kulstof_skovrejsning_20200525_bilag.pdf
- Jægerforbundet (2020). *Hare (Lepus europaeus)*. <https://www.jaegerforbundet.dk/vildt-og-natur/artsleksikon/pattedyr/gnavere-og-støttetandede/hare/>
- Jørgensen BB, Callesen I, Vesterdal L og Riis-Nielsen T (2017) *Reolpløjning ved skovrejsning på sandet landbrugsjord: Langsigtede effekter på vækst, rodudvikling og bundflora*. IGN Rapport. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet, 2017. 207 p.

Kay S, Rega C, Moreno G, den Herder M, Palma JHN, Borek R, Crous-Duran J, Freese D, Giannitsopoulos M, Graves A, Jäger M, Lamersdorf N, Memedemin D, Mosquera-Losada R,

Kennedy CEJ, and Southwood TRE (1984) *The number of species of insects associated with British trees: a re-analysis*. Journal of Animal Ecology 53, 455-478.

Kryger P (2020) *Vurdering af nektarværdi(honningpotentiale) for nye afgrødekoder i 2020*. DCA notat 29. april 2020.

Pantera A, Paracchini ML, Paris P, Roces-Díaz JV, Rolo V, Rosati A, Sandor M, Smith J, Szerencsits E, Varga A, Viaud V, Wawer R, Burgess PJ and Herzog F (2019) *Agroforestry creates carbon sinks whilst enhancing the environment in agricultural landscapes in Europe*. Land use policy 83, 581–93.

Kennedy CEJ and Southwood TRE (1984) *The Number of Species of Insects Associated with British Trees: A Re-Analysis*. Journal of Animal Ecology 53(2), 455-478

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

Kern CC, Montgomery RA, Reich PB and Strong TF (2014) *Harvest-created canopy gaps increase species and functional trait diversity of the forest ground-layer community*. Forest Science 60(2), 335-344.

Kirby P (1992) *Habitat management for invertebrates: a practical handbook*. RSPB.

Kjær C, Ehlers B, Bruus M, Hansen MDD, Hansen RR, Holmstrup M, Høye TT, Jensen J, Offenberger J, Strandberg B, Strandberg M og Wiberg-Larsen P (2020) *Insekters tilbagegang. Hvilke insekter går tilbage, hvorfor og hvad kan der gøres?* Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 90 s. - Videnskabelig rapport nr. 388. <http://dce2.au.dk/pub/SR388.pdf>

Kraus D, Büttler R, Krumm F, Lachat T, Larrieu L, Mergner U, Paillet Y, Rydkvist T, Schuck A og Winter S (2016) *Katalog over mikrohabitater på træer – Referenceliste til feltbrug*. Integrate - Teknisk Rapport. 16 p.

Kreuss A and Tschardt T (2002) *Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity*. Biological Conservation 106(3), 293-302.

Kuemmel B, Langer V, Magid J, De Neergaard A and Porter JR (1998) *Energetic, economic and ecological balances of a combined food and energy system*. Biomass and Bioenergy 15, 407–16 Online: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0961953498000476>.

Kulturministeriet (2006) *Bekendtgørelse om pleje af fortidsminder*. Bekendtgørelse nr. 1514 af 14. december 2006. <https://www.retsinformation.dk/eli/lt/2006/1514>.

Kujawa K, Wuczyński A, Dajdok Z and Grzesiak W (2020) *Effect of Habitat Structure and Crop Diversity on Common and Threatened Birds Breeding in Semi-Natural Field Margins*. Acta Ornithologica 54, 181–99.

Küffer N and Senn-Irlt B (2005) *Influence of forest management on the species richness and composition of wood-inhabiting basidiomycetes in Swiss forest*. Biodiversity and Conservation 14:2419–2435. DOI 10.1007/s10531-004-0151-zLassen J.N. & Larsen J.B. 2018. Naturen i de nye skove – status over udviklingen af karplantesamfund og bevoksningsstrukturer. Landskabsværkstedet, Frederiksberg.

LBST - Landbrugsstyrelsen (2018) *Vejledning til bekendtgørelse om jordressourcens anvendelse til dyrkning og natur* (København).

LBST - Landbrugsstyrelsen (2019a): *Vejledning Om Gødsknings- og Harmoniregler*, Miljø- og Fødevareministeriet Landbrugsstyrelsen, København. [http://1.naturerhverv.fvm.dk/Files/Filer/Topmenu/Publikationer/Vejledninger/Goedningsregnskab1213/Vejledning om gødsknings- og harmoniregler 1. august 2012-31. juli 2013 - revideret september ver. 2.pdf](http://1.naturerhverv.fvm.dk/Files/Filer/Topmenu/Publikationer/Vejledninger/Goedningsregnskab1213/Vejledning%20om%20g%C3%B8dsknings-og-harmoniregler%201.10.2012-31.10.2013-revideret-september-ver.2.pdf).

LBST - Landbrugsstyrelsen (2019b) *Vejledning om tilskud til Pleje af græs- og naturarealer 2020*. Miljø- og Fødevareministeriet, Landbrugsstyrelsen, December 2019. 73 p.

LBST - Landbrugsstyrelsen (2020) *Vejledning om grundbetaling 2020 og generel vejledning om at søge direkte arealstøtte og generel vejledning om at søge direkte arealstøtte*. Miljø- og Fødevareministeriet, Landbrugsstyrelsen.

LBST - Landbrugsstyrelsen (2020a) *Faktaark - Vildt- og Bivenlige tiltag*.

LBST - Landbrugsstyrelsen (2020b) *Faktaark - Braklagte arealer*.

LBST - Landbrugsstyrelsen (2020c) *Vejledning om grøn støtte 2020*.

LBST - Landbrugsstyrelsen (2020d) *Find svar på dit spørgsmål - Vildtstriber. Markliv*.

Landbrugsstyrelsen (2020e) *Faktaark - Pleje af græs- og naturarealer*. Januar 2020.

LBST - Landbrugsstyrelsen (2020f) *Grundbetaling Til Skovrejsning*.

LBST - Landbrugsstyrelsen (2020g) *Personlig kommunikation*. Sandi Maria Lohse Als, Direkte Betalinger, LBST.

LBST - Landbrugsstyrelsen (2020h) *Statistik over økologiske jordbrugsbedrifter 2019 Autorisation & produktion*. København V.

LBST Landbrugsstyrelsen (2020i) *Våd- og lavbundsordningerne*. Vejledning om tilskud til vådområde- og lavbundsprojekter.

Lang M, Prestele J, Fischer C, Kollmann J and Albrecht H (2018) *Reintroduction of rare arable plants: seed production, soil seed banks, and dispersal 3 years after sowing*. Restoration Ecology 26-S2, S170-S178.

Lassen JN og Larsen JB (2018) *Naturen i de nye skove - status over udviklingen af karplantesamfund og bevoksningsstrukturer*. Landskabsværkstedet, Frederiksberg

Lehnhoff E, Miller Z, Miller P, Johnson S, Scott T, Hatfield P and Menalled FD (2017) *Organic agriculture and the quest for the holy grail in water-limited ecosystems: Managing weeds and reducing tillage intensity*. Agriculture 7, 1–16.

Leigh SG, Smart J and Gill J (2017) *Impacts of grassland management on wader nest predation rates in adjacent nature reserves*. Animal Conservation 20(1), 61–71.

Lin DL, Fu SW, Yuan HW and Ding TS (2020) *Bird Species Richness in Relation to Land-Use Patch Structure and Vegetation Structure in a Forest-Agriculture Mosaic*. Ornithology Science 18, 135–47.

Lindström S, Herbertsson L og Rundlöf M (2019) *Halmbalar för humlor*. Slutrapport för projekt nummer 4.1.18-9637/17: Praktiska åtgärder för att gynna humlor i slättlandskap. Hushållningssällskapet Skåne, Centrum för Miljö- och Klimatforskning, Lunds Universitet, Institutionen för Biologi, Lunds Universitet. 19 p. <https://hushallningssallskapet.se/?projekt=halmbalar-for-humlor&fbclid=IwAR2-8EoUxY8ibglb07I-hk0BGPqy2CsnRvw6soPRUMhG1xd4YNLI18gAiQQ>.

Litza K and Diekmann M (2019) *Hedgerow age affects the species richness of herbaceous forest plants*. Journal of vegetation Science 30, 553–563. DOI: 10.1111/jvs.12744.

- Lundgren B (1982) *What is AGROFORESTRY?* (editorial) *Agrofor. Syst.* 1 7–12 Online: <http://www.fao.org/3/a-am665e.pdf>.
- Lundhede TH, Jacobsen JB and Thorsen BJ (2015) *A hedonic analysis of the complex hunting experience*. *Journal of Forest Economics*, 21(2) 51–66.
- Lundhede T and Thorsen BJ (2017) *Estimation of costs for the establishment of hedges and smaller woodlots in the landscape*. IFRO Commissioned Work – 2017/01.
- Lundhede TH og Jacobsen JB (Upubliceret): *Klimaskovrejsning. Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi*. Københavns Universitet. Forventet publiceret 2020.
- Löf M, Dey CD, Cerillo RMN and Jacobs DF (2012) *Mechanical site preparation for forest restoration*. *New Forests* 43(5–6). DOI: 10.1007/s11056-012-9332-x.
- Løfstrøm P, Bruus M, Andersen HV, Kjær C, Nuyttens D and Astrup P (2013) *The OML-SprayDrift model for predicting pesticide drift and deposition from ground boom sprayers*. *Journal of Pesticide Science* 38, 129–138. <https://doi.org/10.1584/jpestics.D12-064>.
- Lövei GL and Magura T (2017) *Ground beetle (Coleoptera: Carabidae) diversity is higher in narrow hedges composed of a native compared to non-native trees in a Danish agricultural landscape*. *Insect Conservation and Diversity* 10, 141–50.
- Manevski K, Jakobsen M, Kongsted AG, Georgiadis P, Labouriau R, Hermansen JE and Jørgensen U (2019) *Effect of poplar trees on nitrogen and water balance in outdoor pig production – A case study in Denmark*. *Science of the total environment* 646, 1448–58.
- Martin-Chave A, Béal C and Capowiez Y (2019) *Agroforestry has an impact on nocturnal predation by ground beetles and Opiliones in a temperate organic alley cropping system*. *Biological Control* 129, 128–35.
- Martinsen L, Pedersen MF, Jacobsen BH og Hasler B (2020) *Bilag 1. Beregning af indkomsttab ved areal-virkemidler – metodisk tilgang, justeringer og underliggende antagelser*. I Red. H. E. Andersen, G. Rubæk, B. Hasler, L. Martinsen og B. H. Jacobsen: *Virkemidler til reduktion af fosforbelastningen af vandmiljøet. Virkemidler til brug ved målrettet arealregulering, afværgeforanstaltninger ved lavbundsprojekter og tiltag i vandløb og søer*. Videnskabelig rapport fra Nationalt Center for Miljø og Energi, DCE, Aarhus Universitet.
- Matthesen P (1993) *Reolpløjning, Videnblade: Skovbrug*. Kulturetablering og -pleje.
- Matthesen P og Pedersen MM (1995a): *Skovrejsning På Agerjord. Vækststart, Videnblade Skovbrug*. Kulturetablering og -pleje.
- Matthesen P og Pedersen MM (1995b): *Skovrejsning På Agerjord. Etableringssikkerhed, Videnblade Skovbrug*. Kulturetablering og -pleje.
- Meichtry-Stier KS, Jenny M, Zellweger-Fischer J and Birrer S (2014) *Impact of landscape improvement by agri-environment scheme options on densities of characteristic farmland bird species and brown hare (Lepus europaeus)*. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 189, 101–109.
- Mellert KH, Kölling C and Rehfuess K (1998) *Vegetationsentwicklung und Nitrataustrag auf 13 Sturm-kahlflächen in Bayern*. *Forstarchiv* 69, 3–11.
- Miguet P, Gaucherel C and Bretagnolle V (2013) *Breeding habitat selection of Skylarks varies with crop heterogeneity, time and spatial scale, and reveals spatial and temporal crop complementation*. *Ecological Modelling* 266, 10–18.
- Mikkelsen BB (2013) *Development of understory vegetation after afforestation in five common tree species in Vestskoven*. Specialrapport. IGN, Københavns Universitet.

Milchunas DG, Lauenroth WK and Burke IC (1998) Livestock Grazing: *Animal and Plant Biodiversity of Shortgrass Steppe and the Relationship to Ecosystem Function*. *Oikos* 83(1), 65-74.

Milchunas DG, Sala OE and Lauenroth WK (1988) *A Generalized Model of the Effects of Grazing by Large Herbivores on Grassland Community Structure*. *The American Naturalist* 132(1), 87-106.

Miljø- og Fødevareministeriet (2016). *Aftale om Naturpakke*. https://mfvm.dk/fileadmin/user_upload/Naturpakke-2016.pdf

Miljø- og Fødevareministeriet (2018) *Bekendtgørelse om tilskud til privat skovrejsning. Nr. 1050*. <https://mst.dk/media/152171/bekendtgørelse-nr-1050-af-17-august-2018-om-tilskud-til-privat-skovrejsning.pdf>

Miljø- og Fødevareministeriet (2020) *Privat skovrejsning, vejledning om tilskud til privat skovrejsning*.

Miljø- og Fødevareministeriet, Landbrugsstyrelsen (2020a) *Vejledning om grundbetaling 2020 og generel vejledning om at søge direkte arealstøtte*. April 2020.

Miljø- og Fødevareministeriet, Landbrugsstyrelsen (2020b) *Faktaark Permanent græs*. Januar 2020.

Miljøstyrelsen (2018) *Brug af afdriftsreducerende udstyr ved sprøjtning med plantebeskyttelsesmidler*. Vejledning nr. 30, december 2018, version 2.3. <https://mst.dk/media/169576/brug-af-driftreducerende-udstyr-vejledning-nr-30-ver-23.pdf>

Miljøstyrelsen (2019) *Læhegn. Vejledning om tilskud til læhegn og småbeplantninger – 2019*.

Miljøstyrelsen (2020) *Oversigt over fredede danske arter*. <https://mst.dk/natur-vand/natur/national-naturbeskyttelse/beskyttede-arter/fredede-dyr-og-planter/>.

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

Mogensen B, Berthelsen JP, Hald AB, Hansen K, Jeppesen JL, Odderskær P, Reddersen J og Fredshavn J (1997) *Livsbedingungen for den vilde flora og fauna på braklagte arealer – En litteraturudredning*. Faglig rapport fra DMU, nr. 182.

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

Müller J and Büttler R (2010) *A review of habitat thresholds for dead wood: A baseline for management recommendations in European forests*. *European Journal of Forest Research*, p. 981-992. doi: 10.1007/s10342-010-0400-5

Muscola A, Bagnato S, Sidari M and Mercurio R (2014) *A review of the roles of forest canopy gaps*. *Journal of Forestry Research* 25(4), 725-736. DOI 10.1007/s11676-014-0521-7

Mäder P and Berner A 2012. *Development of reduced tillage systems in organic farming in Europe*. *Renewable Agriculture and Food Systems* 27, 7-11.

Møller PF, Heilmann-Clausen J, Johannsen VK, Buttenschøn RM, Schmidt IK, Rahbek C, Bruun HH og Ejrnæs R (2018) *Anbefalinger vedrørende omstilling og forvaltning af skov til biodiversitetsformål*. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse Rapport 2018/28. Udarbejdet for Naturstyrelsen.

Møller F, Strandmark L og Krarup S (2010) *Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter*. ISBN PDF Version: 978-87-92548-71-9, available at: <http://mim.schultzboghandel.dk/> (accessed 16 April 2020).

NaturErhvervsstyrelsen (2016) *Faktaark - Vildt og bivenlige tiltag*. Naturerhvervsstyrelsen, Miljø- og Fødevareministeriet. http://naturerhverv.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Tilskud/Arealtilskud/Direkte_stoette_-_grundbetaling_mm/2016/Faktaark_vildt_og_bivenlige_tiltag.pdf

Naturstyrelsen (2020a) *Tilskudsordningen "Plant for Vildtet"*. <https://naturstyrelsen.dk/naturoplevelser/jagt/tilskud/plant-for-vildtet/>

Naturstyrelsen (2020b) *Tilskud til etablering af mindre vådområder, jagttegnsmidler. Ansøgningsskema og vejledning til ansøger om tilskudsordningen*. <https://naturstyrelsen.dk/media/252041/ansoegnings-skema-og-vejledning-om-tilskud-2020.pdf>

Newton I (2004) *The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions*. Ibis 146, 579-600.

NFI – Danmarks Skovstatistik (2018) <https://ign.ku.dk/samarbejde-med-ign/forskningsbaseret-raadgivning/skovovervaagning/danmarks-skovstatistik/>. Københavns Universitet, Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Frederiksberg.

Nichols RN, Goulson D and Holland JM (2019) *The best wildflowers for wild bees Holland*. Journal of Insect Conservation (2019) 23:819–830

Nichols RN, Holland JM and Goulson D (2020) *Methods for creating bare ground in Hampshire, UK, and their effectiveness at recruiting ground-nesting solitary bees*. Conservation Evidence 17, 15-18.

Nielsen AB and Odgaard BV (2010) *Quantitative landscape dynamics in Denmark through the last three millennia based on the Landscape Reconstruction Algorithm approach*. Veget Hist Archaeobot (2010) 19:375–387.

Nordén B, Ryberg M, Götmark F and Olausson B (2004) *Relative importance of coarse and fine woody debris for the diversity of wood-inhabiting fungi in temperate broadleaf forests*. Biological Conservation 117, 1-100.

Nielsen HB og Bruun HH (2003) *Gravhøje som øer i agerlandet: Forandringer i floraen 1961 til 2000*. Flora & Fauna 109(3+4), 95-100.

Nygaard B, Damgaard C, Bladt J og Ejrnæs R (2020) *Fagligt grundlag for vurdering af bevaringsstatus for terrestriske naturtyper*. Artikel 17-rapporteringen 2019. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 194 s. - Videnskabelig rapport nr. 377. <http://dce2.au.dk/pub/SR377.pdf>

Nygaard B, Holm TE, Therkildsen OR, Nielsen RD, Bladt J, Bregnballe T, Clausen P, Damgaard C, Ejrnæs R, Galatius A, Lauritsen T, Mikkelsen P, Nielsen KE, Petersen IK, Sveegaard S, Søgaard B, Teilmann J og Wind P (2017, netpublikation): *NOVANA.au.dk. Rapportering af NOVANA's delprogram for terrestriske naturtyper og arter*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. www.novana.au.dk

Nygaard B, Oddershede A og Høye TT (2018) *Erstatningsnatur - erfaringer og muligheder*. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 186 p. -Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 266 <http://dce2.au.dk/pub/SR266.pdf>

O'Brien MJ, Brezzi M, Schuldt A, Zhang JY, Ma K, Schmid B and Niklaus PA (2017) *Tree diversity drives diversity of arthropod herbivores, but successional stage mediates detritivores*. Ecology and evolution 7(21), 8753–8760. <https://doi.org/10.1002/ece3.3411>

Oddershede A, Høye TT, Frøslev TG og Ejrnæs R (2017) *Biodiversitet og økologisk rum i agerlandet - en undersøgelse af markvildttiltagenes biodiversitetseffekt*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 62 p. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 227. <http://dce2.au.dk/pub/SR227.pdf>

Odderskær P, Pran A, Poulsen JG, Andersen PN and Elmegaard N (1997) *Skylark (Alauda arvensis) utilisation of micro-habitats in spring barley fields*. Agriculture, Ecosystems and Environment 62, 21-29.

Odgaard B (2015) *Lyngheden som naturtype er trængt i Danmark*. Flora & Fauna 121: 79-82.

Odgaard MV, Olesen JE, Graversgaard M, Børgesen CD, Svenning JC and Dalgaard T (2019a) *Targeted set-aside: Benefits from reduced nitrogen loading in Danish aquatic environments*. Journal of Environmental Management 247, 633-643.

Odgaard MV, Knudsen MT, Hermansen JE and Dalgaard T (2019b) *Targeted grassland production – a Danish case study on multiple benefits from converting cereal to grassland for green biorefinery*. Journal of Cleaner Production 223, 917-927.

Oertli B, Joye DA, Castella E, Juge R, Cambin D and Lachavanne JB (2002) *Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity*. Biological conservation 104, 59-70.

Olesen JE, Petersen SO, Lund P, Jørgensen U, Kristensen T, Eslgaard L, Sørensen P og Lassen J (2018) Virkemidler til reduktion af klimagasser i landbruget. DCA rapport nr. 130. Aarhus Universitet.

Pardon P, Reheul D, Mertens J, Reubens B, De Frenne P, De Smedt P, Proesmans W, Van Vooren L and Verheyen K (2019) *Gradients in abundance and diversity of ground dwelling arthropods as a function of distance to tree rows in temperate arable agroforestry systems*. Agriculture Ecosystems and Environment, 270-271 114-28.

Patterson ESP, Sanderson RA and Eyre MD (2018) *Soil tillage reduces arthropod biodiversity and has lag effects within organic and conventional crop rotations*. Journal of Applied Entomology 143, 430-440.

Pearce D, Atkinson G and Mourato S (2006) *Cost benefit analysis and the environment: Recent Developments*. OECD. <https://www.oecd-ilibrary.org>.

Pedersen J og Møllerup AG (2018) *Bekendtgørelse om direkte støtte til landbrugere efter grundbetalingsordningen m.v.* Nr. 1807 (Denmark) Online: <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2018/1807>

Pedersen J og Møllerup AG (2019) *Bekendtgørelse om direkte støtte til landbrugere efter grundbetalingsordningen m.v.* Nr 344. (Denmark) Online: <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2019/344>

Pedersen MF (2020a) *Baggrundsberegninger vedrørende pleje af græs- og naturarealer i CAP 2020*, 22 s., IFRO Udredning, Nr. 2020/13. https://static-curis.ku.dk/portal/files/242655758/IFRO_Udredning_2020_13.pdf

Pedersen (2020b) Notat om driftsøkonomiske effekter ved økologi. IFRO.

Pedersen MF (2020c) *Baggrundsberegninger til brug for fastsættelse af tilskudssatser til økologisk arealtilskud i CAP 2020*, 36 s., IFRO Udredning, Nr. 2020/06 https://static-curis.ku.dk/portal/files/239861227/IFRO_Udredning_2020_06.pdf

Pedersen MF og Pedersen SM (2018) *Erhvervsøkonomiske gevinster ved anvendelse af præcisionslandbrug*, 49 s., IFRO Udredning, Nr. 2018/02 https://static-curis.ku.dk/portal/files/191394901/IFRO_Udredning_2018_02.pdf

Pedersen NK, Schmidt IK, Nielsen AB and Kepfer-Rojas S (in prep A) *Natural succession as an afforestation tool - Drivers of colonisation rate, species richness and structural diversity during the initial 30 years of development*.

Pedersen NK, Schmidt IK, Riis-Nielsen T, Johannsen VK, Nielsen AB and Kepfer-Rojas S. (in prep B) *Natural succession as a tool for afforestation – a key driver of forest biodiversity?*

Pedersen NK, Nielsen AB, Vejre H and Schmidt IK (In prep C). *Natural succession as a tool of afforestation - adjusting facilitation of bird dispersal to increase biodiversity*

Penone C, Allan E, Soliveres S, Felipe-Lucia MR, Gossner MM, Seibold S, Simons NK, Schall P, Plas F, Manning P, Manzanedo RD, Boch S, Prati D, Ammer C, Bauhus J, Buscot F, Ehbrecht M, Goldman K, Jung K, Müller J, Müller JC, Pena R, Polle A, Renner SC, Ruess L, Schöning I, Schrumpf M, Solly EF, Tschapka M, Weisser WW, Wubet T and Fisher M (2018). *Specialisation and diversity of multiple trophic groups are promoted by different forest features*. Ecology Letters. doi: 10.1111/ele.13182.

Petersen H and Gjelstrup P (1987) *Response of soil microarthropod populations to temporary reclamation of an old Calluna-Deschampsia heathland*. In B.R. Striganova (editor): Soil fauna and Soil Fertility. - Proc. 9th International Colloquium on Soil Zoology, Moscow, Aug. 1985, 426-430.

Petersen PM og Philipp M (2018) *Skovplanter I ny skov - overlevelse, vækst og spredning*. Urt 3, 16-23.

Pineda A, Kaplan I, Hannula SE, Ghanem W and Bezemer M (2020) *Conditioning the soil microbiome through plant-soil feedbacks suppresses an aboveground insect pest*. New Phytologist 226, 595-608, doi: 10.1111/nph.16385.

Planteavlsnyt.dk (2019) *Prisniveau for markarbejde 2019-20*. https://www.planteavlsnyt.dk/pdf/prisniveau_markarbejde_19_20.pdf. (accessed 3 July 2020).

Potts SG, Woodcock BA, Roberts SPM, Tschelin T, Pilgrim ES, Brown VK and Tallowin JR (2009) *Enhancing pollinator biodiversity in intensive grasslands*. Journal of Applied Ecology 46, 369-379.

Poulsen JG (1993) *Comparative ecology of skylarks (Alauda arvensis L.)*. M.Sc. Thesis, Institute of Biological Sciences, Department of Zoology, University of Aarhus, Denmark.

Poulsen JG and Sotherton NW (1992) *Skylarks on farmland: a species in decline*. Game Conservancy Annu. Rev 24, 58-60.

Pretzsch H del Rio, Schütze G, Ammer C, Annighofer P, Avdagic A, Barbeito I, Bielak K, Brazaitis G, Coll L, Droessler L, Fabrika M, Forrester DI, Kurylyak V, Lof M, Lombardi F, Matovic B, Mohren F, Motta R, den Ouden J, Pach M, Ponette Q, Skrzyszewski J, Sramek V, Sterba H, Svoboda M, Verheyen K, Zlatanov T and Bravo-Oviedo A (2016) *Mixing of Scots pine (Pinus sylvestris L.) and European beech (Fagus sylvatica L.) enhances structural heterogeneity, and the effect increases with water availability*. Forest ecology and Management 373, 149-166. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.04.043.

Prins HHT and van Oeveren H (2014) *Bovini as keystone species and landscape architects*. In: Melletti M and Burton J (eds.) Ecology, evolution and behaviour of wild cattle. Cambridge University Press, Cambridge, pp 21-29

Pywell RF, Bullock JM, Hopkins A, Walker KJ, Sparks TH, Burke MJW and Peel S (2002) *Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes*. Journal of Applied Ecology 39(2), 294-309.

Pywell RF, Bullock JM, Tallowin JB, Walker KJ, Warman EA and Masters G (2007) *Enhancing diversity of species-poor grasslands: an experimental assessment of multiple constraints*. Journal of Applied Ecology, 44, 81-94.

Rautmann D, Streloke M and Winkler R (2001) *New basic drift values in the authorization procedure for plant protection products*. I: Workshop on risk assessment and risk mitigation measures in the context of the authorization of plant protection products, 383: 133-141, 2001.

Ravn HP (2004) *Dyrkningsforholdenes indflydelse på faunaen I nåleskoven*. Flora og Fauna, 110(3), 109-111.

Reddersen J, Christiansen J og Aude E (2018) Floraen på 16 dysser i Nationalpark Mols Bjerge. Flora og fauna 124 (1+2) 3-11.

Retsinformation (2014) *Bekendtgørelse af museumsloven*. LBK nr 358 af 08/04/2014. Kulturministeriet. <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2014/358>.

RSPB (2020) *Arable Field Margins*. Online: <https://www.rspb.org.uk/our-work/conservation/conservation-and-sustainability/farming/advice/managing-habitats/arable-field-margins/>

Rösch V, Hoffmann M, Diehl U and Entling MH (2019) *The value of newly created wood pastures for bird and grasshopper conservation*. Biological Conservation, 237 493-503.

Scherber C, Eisenhauer N, Weisser WW, Schmid B, Voigt W, Fisher M, Schulze ED, Roscher C, Weight A, Allan E, Beßler H, Bonkowski M, Buchmann N, Buscot F, Clement LW, Ebeling A, Engels C, Halle S, Kertscher I, Klein AM, Koller R, König S, Kowalski E, Kummer V, Kuu A, Lange M, Lauterback D, Middelhoff C, Migunova VD, Milcu A, Müller R, Partsch S, Petermann JS, Renker C, Rottstock T, Sabais A, Scheu S, Schumacher J, Temperton VM and Tschamtkke T (2010) *Bottom-up effects of plant diversity on multi-trophic interactions in a biodiversity experiment*. Nature 468, 553-556.

Scherber C, Vockenhuber EA, Stark A, Meyer H and Tschamtkke T (2014) *Effects of tree and herb biodiversity on Diptera, a hyperdiverse insect order*. Oecologia 174, 1387-1400.

Schläpfer A (1988) *Populationsökologie der Feldlerche Alauda arvensis in der intensiv genutzten Agrarlandschaft*. Orn. Beob 85, 309-371.

Schmidt IK (2015) *Næringsstoffer på heden – Kan hedeplejen håndtere det?* Flora & Fauna 119: 109-119.

Schmidt IK, Buttenschøn RM, Byriel DB, Kepfer RS, Hjorth FEK, Thomsen IM og Johannsen, VK (2020) *Virkemidler til fremme af biodiversitet i skov – Inspiration til tilskudsordninger i privat skov*. (1 ed.) Frederiksberg: Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet. IGN Rapport 73 p.

Schmidt IK, Byriel DB, Buttenschøn R, Kepfer-Rojas S, Justesen, MJ, Riis-Nielsen T, Strandberg M, Hansen RR og Nielsen KE (2019) *Naturlig dynamik i hedeplejen - selv bærende forvaltning*. Årsrapport 2019. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning (IGN), Københavns Universitet Institut for Bioscience (BIOS), Aarhus Universitet. Aage V Jensens Naturfond. 35 s.

Schmidt JU, Eilers A, Schimkat M, Krause-Heiber J, Timm A, Siegel S, Nachtigall W and Kleber A (2017a) *Factors influencing the success of within-field AES fallow plots as key sites for the Northern Lapwing Vanellus vanellus in an industrialized agricultural landscape of Central Europe*. Journal for Nature Conservation 35, 66-76.

Schmidt JU, Eilers A, Schimkat M, Krause-Heiber J, Timm A, Nachtigall W and Kleber A (2017b) *Effect of Sky Lark plots and additional tramlines on territory densities of the Sky Lark Alauda arvensis in an intensively managed agricultural landscape*. Bird Study 64(1), 1-11.

Schmidt IK og Gundersen P (2018) *Kvælstoffjernelse ved naturpleje: Vidensgrundlag og opfølgende forskning*. IGN Rapport, Københavns Universitet, Frederiksberg.

Schmidt IK, Riis-Nielsen T og Warming C (2008) *Udvikling i bundvegetation ved skovrejsning*. Skovbrug. Videnblad 4.0-2. Skov og Landskab, Københavns Universitet.

Schou JS og Abildtrup J (2005) *Jordrentetab ved arealekstensivering i landbruget*.

Schou JS, Kronvang B, Birr-Pedersen K, Jensen PL, Rubæk GH, Jørgensen U og Jacobsen BH (2007) *Virkemidler Til Realisering Af Målene i EUs Vandramme-Direktiv, Udredning for udvalg nedsat af Finansministeriet og Miljøministeriet: Langsigtet indsats for bedre vandmiljø*. Faglig rapport DMU nr. 625, p 128.

Scmidlin FG (2018) *Insect flower visitors in native plantings within the arable landscape of the Canterbury Plains*. Master Thesis, Lincoln University, New Zealand.

SEGES (2020). www.Farmtalonline.dlbr.dk.

Sheldon RD, Chaney K and Tyler GA (2005) *Factors affecting nest-site choice by Northern Lapwing Vanellus vanellus within arable fields – the importance of crop structure*. Wader Study Group Bulletin, 108, 47–52.

Sheldon RD, Chaney K and Tyler GA (2007) *Factors affecting nest survival of Northern Lapwings Vanellus vanellus in arable farmland – an agri-environment scheme prescription can enhance nest survival*. Bird Study 54, 168–175.

Sjödin NE, Bengtsson J and Ekborn B (2008) *The influence of grazing intensity and landscape composition on the diversity and abundance of flower-visiting insects*. Journal of Applied Ecology 45(3), 763–772.

Southwood TRE (1961) *The number of Species of Insect Associated with Various Trees*. Journal of Animal Ecology 30(1), 1–8.

Skovgaard OS (1936) *Rødkløverens Bestøvning, Humlebier og Humleboer*. Undersøgelse over Nogle i Danmark Forekommende Arter af Slægten Bombus Latr. Deres Trækplanter, Boer og Bopladser samt Deres Betydning for Bestøvningen af Rødkløver (Trifolium pratense). D. Kgl. Danske Vidensk. Selsk. Skrifter, Natyrv. Og Math. Afd. 9, Række, VI6.

Stanton RL, Morissey CA and Clark RG (2018) *Analysis of trends and agricultural drivers of farmland bird declines in North America: A review*. Agriculture, Ecosystems and Environment 254, 244–254.

Stokland J, Siitonen J and Jonsson B (2012) *Biodiversity in Dead Wood (Ecology, Biodiversity and Conservation)*. Cambridge: Cambridge University Press. doi:10.1017/CBO9781139025843

Strandberg B (2017) *Plante- og faunadiversitet i mini-vådområder*. Vand & Jord 24. årgang nr. 3, september 2017, 89–92.

Strandberg B, Boutin C, Carpenter D, Mathiassen SK, Damgaard CF, Sørensen PB, Bruus M, Dupont YL, Bossi R, Andersen DK, Baattrup-Pedersen A and Larsen SE (2019) *Pesticide effects on non-target terrestrial plants at individual, population and ecosystem level: (Penta)*. Pesticide Research, bind 182, The Danish Environmental Protection Agency, København.

Strandberg B, Bruus M, Krogh PH, Ravnskov S, Langer V, Sigsgaard L, Ahrenfeldt EJ og Andreassen L (2015) *Natur og biodiversitet*. Kapitel 3 i L.M. Jespersen (ed.) Økologiens bidrag til samfundsgoder. Vidensyntese 2015, pp. 49–106.

Strandberg B, Dupont Y og Søgaard K (2013a) *Økologiske græsmarker som fødekilde for bier og andre bestøvere*. ICROFS nyt 3. 2013.

Strandberg MT og Ejrnæs R (2015) *Hvilke enårige plantearter bør landmanden tilså for at opnå den største positive biodiversitetsmæssige effekt på arealet, når det skal ligge brak ét år, og hvilke plantearter bør landmanden tilså hvis ansøger ønsker at lade arealet ligge i flere år?* Faglig redegørelse Nr. 1564962, 3 s., 26. nov. 2015.

Strandberg B, Olesen A, Thieme K, Skipper L, Clausen KK, Kanstrup N og Riis T (2019) *Planter til mini-vådområder*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 138 p. Videnskabelig rapport nr. 334 <http://dce2.au.dk/pub/SR334.pdf>

Strandberg B, Sørensen PB, Damgaard C, Bruus M, Strandberg M, Navntoft S og Nielsen KE (2013b) *Indikatorer for biodiversitetsforbedringer i marknære småbiotoper ved etablering af sprøjtefri randzoner*. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen nr. 149, 2013.

Søby JM (2020) *Effects of agricultural system and treatments on density and diversity of seeds, ground-living arthropods and birds*. Master Thesis, Aarhus University, Department of Bioscience.

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

Søndergaard (2009) *Natur- og vildtpleje*. Landbrugsforlaget. ISBN: 9788791566073.

Søndergaard M, Jensen JP og Jeppesen E (2002) *Små søer og vandhuller*. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen. 105 p.

Søndergaard N, Nielsen JB, Illemann JK og Jensen AR (2019) *Natur- og Vildtpleje på Landbrugsarealer 2019*.

Sørensen JS (2015) *Development of the soil and understorey vegetation in oak and beech forests on sandy and moraine soils*. Specialrapport. IGN, Københavns Universitet

The Royal Society for Protections of Birds (2020) Beetle Banks. <https://www.rspb.org.uk/our-work/conservation/conservation-and-sustainability/farming/advice/managing-habitats/beetle-banks/>. The Royal Society for Protections of Birds, RSPB, England.

Thomas SR and Goulson D (2000) *The contribution of beetle banks to farmland biodiversity*. Aspects of Applied Biology 62, 31-38.

Thomas SR, Goulson D and Holland JM (2001) *Resource provision for farmland gamebirds: the value of beetle banks*. Annals of Applied Biology 139, 111-118.

Thomas SR, Noordhuis R, Holland JM and Goulson D (2002) *Botanical diversity of beetle banks. Effects of age and comparison with conventional arable field margins in southern UK*. Agriculture, Ecosystems & Environment 93, 403-412.

Thomas SR, Wratten SD and Sotherton NW (1991) *Creation of 'islands' habitats in farmland to manipulate populations of beneficial arthropods: predator densities and emigration*. Journal of Applied Ecology 28, 906-917.

Thomas SR, Wratten SD and Sotherton NW (1992) *Creation of 'islands' habitats in farmland to manipulate populations of beneficial arthropods: predator densities and species composition*. Journal of Applied Ecology 29, 524-531.

Thorbek P and Bilde T (2004) *Reduced numbers of generalist arthropod predators after crop management*. Journal of Applied Ecology 41, 526-538.

Tinya F and Ódor P (2016) *Congruence of the spatial pattern of light and understory vegetation in an old-growth, temperate mixed forest*. Forest Ecology and Management 381, 84-92.

Tranberg H, Sode A, Bisschop-Larsen L, Kristensen JA og Ejrnæs R (2002) *Er gravhøje andet end fortidsminder?* Vand & Jord 9, 89-94.

Tschumi M, Albrecht M, Entling MH and Jacot K (2014) *Targeted flower strips effectively promote natural enemies of aphids*. Landscape Management for Functional Biodiversity IOBC-WPRS Bulletin 100, 131-135.

Tscharntke T, Batáry P, Dormann CF (2011) *Set-aside management: How do succession, sowing patterns and landscape context affect biodiversity?* Agriculture, Ecosystems and Environment 143, 37-44.

Tuck SL, Winqvist C, Mota F and Bengtsson J (2014) *Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: A hierarchical meta-analysis*. Journal of Applied Ecology 51, 746-755.

Turlure C, Schtickzelle N, Dubois Q, Baquette M, Dennis RLH and van Dyck H (2019) *Suitability and Transferability of the Resource-Based Habitat Concept: A Test With an Assemblage of Butterflies*. *Frontiers in Ecology and Evolution* 7, 127.

Török P, Helm A, Kiehl K, Buisson E and Valko O (2018) *Beyond the species pool: modification of species dispersal, establishment, and assembly by habitat restoration*. *Restoration Ecology* 26-S2, S65-S72.

van Klink R, Van der Plas F, Van Noordwijk CGET, WallisDeVries MF and Olff H (2015) *Effects of large herbivores on grassland arthropod diversity*. *Biological Reviews* 90, 347–366. (doi:10.1111/brv.12113)

van Klink R and WallisDeVries MF (2018) *Risks and opportunities of trophic rewilding for arthropod communities*. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 373(1761), 20170441.

Van Noordwijk GCE, Flierman DE, Remke E, Wallis DeVries MF and Berg MP (2012) *Impact of grazing management on hibernating caterpillars of the butterfly *Melitaea cinxia* in calcareous grassland*. *Journal of Insect Conservation* 16, 909–920.

van Rijn P, van Alebeek F, den Belder E, Wäckers F, Buurma J, Willemse and van Gorp H (2008) *Functional agro biodiversity in Dutch arable farming: Results of a three year pilot*. *IOBC/WPRS Bulletin* 34, 125– 128.

Vejre H, Kristensen LS, Primdahl J og Petersen LR (2019) *Forskere: Lav en naturzone og giv naturen en reel håndsrækning*. *Altinget* 6. november 2019.

Vickery JA, Bradbury RB, Henderson IG, Eaton MA and Grice PV (2004) *The role of agri-environment schemes and farm management practices in reversing the decline of farmland birds in England*. *Biological Conservation* 119, 19–39.

Vickery JA, Feber RE and Fuller RJ (2014) *Arable field margins managed for biodiversity conservation: A review of food resource provision for farmland birds*. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133, 1–13.

Vidø E og Schou JS (2016) *Landbrugets økonomi 2016*. Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet, Frederiksberg. ISSN: 1902-0813.

Walker KJ, Stevens PA, Stevens DP, Mountford JO, Manchester SJ and Pywell RF (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.

Webb NR (1998) *The traditional management of European heathlands*. *Journal of Applied Ecology* 35: 987–990.

Webb JR, Drewitt AL and Measures GH (2010) *Managing for species: Integrating the needs of England's priority species into habitat management*. Part 1 Report. Natural England Research Reports, Number 024. <http://publications.naturalengland.org.uk/file/61078>

Wejdling H (2019) *Naturbeskyttelse er et "både og". Sparing vs. Sharing*. *Fugle & Natur* 4, november 2019. pp. 4–9.

Wind P og Pindborg U (1994) *Planter og dyr på sten- og jorddiger*.

Wilson JD and Browne SJ (1993) *Habitat selection and breeding success of skylarks *Alauda arvensis* on organic and conventional farmland*. *BTO Res. Rep. No. 129*, British Trust for Ornithology.

Wilson JD and Fuller RJ (1992) *Set aside: potential and management for wildlife conservation*. *Ecos* 13, 24–29.

Wind P og Berthelsen JP (2013) *Vurdering af biotopplanernes virkning for naturindholdet*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 64 p. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 63 <http://www.dmu.dk/Pub/SR63.pdf>.

Wood TJ, Holland JM and Goulson D (2017) *Providing foraging resources for solitary bee on farmland: current schemes for pollinators benefit a limited suite of species*. Journal of Applied Ecology 54, 323-333.

Wubs ERJ, Wim H van der P, Bosch W and Bezemer M (2016) *Soil inoculation steers restoration of terrestrial ecosystems*. Nature Plants 2, 16107. <https://doi.org/10.1038/nplants.2016.107>

Xu Y, Lehmann LM, de Jalon SG and Ghaley BB (2019) *Assessment of Productivity and Economic Viability of Combined Food and Energy (CFE) Production System in Denmark* Energies, 12.

Zellweger-Fischer J, Kéry M and Pasinelli G (2014) *Population trends of brown hares in Switzerland: The role of land-use and ecological compensation areas*. Biological Conservation 144, 1364-1373.

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.

Økologisk Landsforening (2011) *Insektvold*. <https://old.okologi.dk/landbrug/projekter/natur/faelles-naturfremme-2013/idekatalog-naturfremme-i-agerlandet/insektvold/>

Ørum JE, Jensen CL and Andersen JM (2011) *Økologiske afhoppere - en analyse af det store frafald af økologiske dyrkede landbrugsbedrifter og arealer*. Notat udarbejdet til Fødevareministeriet, 29. november 2011. Københavns Universitet, Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi. Frederiksberg.

9 Appendix

9.1 Modelresultater for jagtleje og skovrejsning

Af Michael Friis Pedersen, Gustav Marquard Callesen og Jesper Sølvér Schou (Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi).

Tabel 9.1. Modelresultater fra jagtleje model fra Lundhede et al. (2015). Viser den nedre marginale jagtleje gevinst ved omlægning af 100 ha omdriftsjord til skovrejsning.

Landsdel	Jylland og øerne	Jylland og øerne	Fyn	Fyn	Sjælland	Sjælland
Kontrakt længde (år)	3	3	3	3	3	3
Omdriftsjord (%)	90	85	90	85	90	85
Skov (%)	5	10	5	10	5	10
Udbytte råvildt (stk)	6	6	6	6	6	6
Udbytte kronvildt (stk.)	0	0	0	0	0	0
Antal jagtdage	34	34	34	34	34	34
Overvejende nyplantet skov (fire valgmuligheder)	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
Binære valg						
Nærhed til større by	0	0	0	0	0	0
Godsagt	0	0	0	0	0	0
Jagthytte	0	0	0	0	0	0
Familieudlejning	0	0	0	0	0	0
Nænsom afskydning	0	0	0	0	0	0
Konsortium	0	0	0	0	0	0
Mundtlig(0)/skriftelig kontrakt(1)	0	0	0	0	0	0
Jagtleje (kr./ha)	101	104	156	161	142	147
Marginal gevinst (kr./ha skovrejsning)		60		100		100

Tabel 9.2. Modelresultater fra jagtleje model fra Lundhede et al. (2015). Viser den øvre marginale jagtleje gevinst ved omlægning af omdriftsjord til skovrejsning.

Landsdel	Jylland og øerne	Jylland og øerne	Fyn	Fyn	Sjælland	Sjælland
Kontrakt længde (år)	3	3	3	3	3	3
Omdriftsjord (%)	90	85	90	85	90	85
Skov (%)	5	10	5	10	5	10
Udbytte råvildt (stk)	6	6	6	6	6	6
Udbytte kronvildt (stk.)	1	1	1	1	1	1
Antal jagtdage	34	34	34	34	34	34
Overvejende nyplantet skov (fire valgmuligheder)	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
Binære valg						
Nærhed til større by	0	0	0	0	0	0
Godsagt	0	0	0	0	0	0
Jagthytte	0	0	0	0	0	0
Familieudlejning	0	0	0	0	0	0
Nænsom afskydning	0	0	0	0	0	0
Konsortium	1	1	1	1	1	1
Mundtlig(0)/skriftelig kontrakt(1)	1	1	1	1	1	1
Jagtleje (kr./ha)	217	224	336	347	306	316
Marginal gevinst (kr./ha skovrejsning)		140		220		200

9.2 Spørgeskemaets udformning

Af Niels Mark Jacobsen og Tommy Dalgaard (Institut for Agroøkologi).

Følgende spørgeskema er udarbejdet med input fra Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi og blev via platformen Survey Exact rundsendt til 15.487 danske landmænd og jordejere den 3/7 2020. Samtidig indrykkedes en annonce i Landbrugsavisen. Den 13/7 2020 blev der rundsendt en påmindelse via mail, til de der ikke havde gennemført og ikke havde frabedt sig at deltage. Da der blev lukket for besvarelser den 31/8 2020 havde 1618 gennemført spørgeskemaet, hvilket giver en svarprocent på 10%:

Spørgeskema:

Landbrugsstyrelsen har bedt Institut for Agroøkologi ved Aarhus Universitet undersøge, hvilke udfordringer de danske landmænd oplever i forhold til at anlægge og bevare små stykker af natur (kaldet småbiotoper), skov og lignende på deres arealer.

Først er der nogle spørgsmål om jeres bedrift og derefter en række spørgsmål rettet imod bestemte typer af småbiotoper og skovrejsning. Resultaterne skal benyttes, når den nye EU Landbrugsreform forhandles på plads og indføres i Danmark, og vi håber derfor, at du vil bidrage til dette spørgeskema.

Alt, hvad I svarer, holdes anonymt og fortroligt, og intet er bindende. De indsamlede besvarelser behandles i overensstemmelse med gældende persondatalovgivning og anvendes ikke til myndighedskontrol.

Det tager ca. 30 minutter at udfylde spørgeskemaet, og det kan anbefales at gøre det på en computer.

På forhånd mange tak!



Køn

- (1) ☐ Mand
- (2) ☐ Kvinde

Alder

Er du landbrugsfagligt uddannet

- (1) ☐ Nej
- (2) ☐ Ja - Landbrugsassistent
- (3) ☐ Ja - Faglært landmand
- (4) ☐ Ja - Produktionsleder
- (5) ☐ Ja - Agrarøkonom
- (6) ☐ Ja - Anden landbrugsfaglig uddannelse

Hvis anden uddannelse er valgt, præcisér venligst:

Hvor mange hektar landbrug driver du i Danmark?

Hvor mange hektar skov driver du i Danmark?

Hvor mange hektar jord ejer du totalt set i Danmark?

Ejer eller lejer/forpagter du din landbrugsjord?

- (1) ☐ Ja - jeg ejer det hele
- (6) ☐ Jeg ejer 75-99%
- (4) ☐ Jeg ejer 50-75%
- (5) ☐ Jeg ejer 25-50%
- (3) ☐ Jeg ejer 1-25%
- (2) ☐ Nej - jeg lejer/forpagter det hele

Hvilke jordtyper findes der på din bedrift og hvor meget heraf kan vandes? (sæt gerne flere krydser)

Angiv gerne ca. antal hektar

- | | | |
|------------------------------|------------------------------|-------|
| Sandet jord (JB 1-4) | (1) ☐ | _____ |
| Leret jord (JB 5-10) | (1) ☐ | _____ |
| Humusjord (JB 11) | (1) ☐ | _____ |
| Heraf arealer der kan vandes | (1) ☐ | _____ |
| Ved ikke | (1) ☐ | _____ |

Driver du et fuldtids- eller deltidslandbrug?

- (1) ☐ Fuldtid
- (2) ☐ Deltid

Hvilket/hvilke slags landbrug praktiserer du? (sæt gerne flere krydser)

- (2) ☐ Konventionel
- (1) ☐ Økologisk
- (4) ☐ Biodynamisk
- (3) ☐ Andet

Hvis andet, præcisér venligst:

Bruger du nogle af følgende landbrugssystemer og -teknikker i din landbrugsdrift? (Sæt gerne flere krydser)

- (1) ☐ Reduceret jordbearbejdning / Conservation Agriculture
- (2) ☐ Præcisionslandbrug (f.eks. autostyring, variable tildeling af gødning eller pesticider)
- (3) ☐ Skovlandbrug (afgrøder og/eller husdyr sammen med træer og buske)
- (4) ☐ Paludikultur (afgrøder i vand)

Hvilken type landbrugsdrift er din primære produktion?

- (1) ☐ Mælkeproduktion
- (2) ☐ Kødkvæg
- (3) ☐ Svin
- (4) ☐ Fjerkræ

- (8) ☐ Får
- (9) ☐ Geder
- (5) ☐ Planteproduktion
- (7) ☐ Frugt og bær
- (10) ☐ Grøntsager
- (6) ☐ Andet

Hvis andet, præcisér venligst:

Hvilke slags småbiotoper eller naturvenlige driftsformer har du allerede på dine arealer?

ca. antal, meter eller ha

	Ja	Nej	
Gravhøje og fortidsminder (hvis ja, angiv gerne et ca. an- (1) ☐ tal)	(1) ☐	(2) ☐	_____
Fritstående træer (hvis ja, an- giv gerne et ca. antal)	(1) ☐	(2) ☐	_____
Levende hegn (læhegn) (hvis ja, angiv gerne ca. meter)	(1) ☐	(2) ☐	_____

	Ja	Nej	ca. antal, meter eller ha
Vandhuller (permanent vand-dækket areal op til ca. 100 m2) (hvis ja, angiv gerne et ca. antal)	(1) ☐	(2) ☐	_____
Vildtremiser (lille område permanent dækket træer og buske) (hvis ja, angiv gerne ca. hektar)	(1) ☐	(2) ☐	_____
Stenbunker (hvis ja, angiv gerne ca. antal)	(1) ☐	(2) ☐	_____
Insektvolde, blomsterstriber, barjordsstriber el.lign. (hvis ja, angiv gerne ca. meter)	(1) ☐	(2) ☐	_____
Utilgængelige markkanter eller -hjørner taget ud af drift (med "utilgængelig" menes der markkanter og -hjørner, der kun besværligt kan tilgås med moderne maskineri) (hvis ja, angiv gerne ca. hektar)	(1) ☐	(2) ☐	_____
Permanente brakmarker (hvis ja, angiv gerne ca. hektar)	(1) ☐	(2) ☐	_____

	Ja	Nej	ca. antal, meter eller ha
Øvrige brakmarker i omdrift			
(hvis ja, angiv gerne ca. hektar)	(1) ☐	(2) ☐	_____
Naturbeskyttede arealer (hvis ja, angiv gerne ca. hektar)	(1) ☐	(2) ☐	_____
Heraf naturbeskyttede arealer med afgræsning (hvis ja, angiv gerne ca. hektar)	(1) ☐	(2) ☐	_____
Arealer med afgræsning totalt set (hvis ja, angiv gerne ca. hektar)	(1) ☐	(2) ☐	_____

Hvis du har skov, hvor mange procent af dette er plantet, mens du har haft bedriften?

Har du andre typer af småbiotoper på din jord, som ikke er nævnt ovenfor?

Hvilke slags småbiotoper, skov eller naturvenlige driftsformer kunne du forestille dig at anlægge på dine arealer

ca. antal, meter eller ha

	Ja	Nej	
Fritstående træer (hvis ja, angiv gerne ca. antal)	(1) ☐	(2) ☐	_____
Levende hegn (læhegn) (hvis ja, angiv gerne ca. meter)	(1) ☐	(2) ☐	_____
Vildtremiser (lille område permanent dækket træer og buske) (hvis ja, angiv gerne ca. hektar)	(1) ☐	(2) ☐	_____
Skovrejsning på minimum 2 hektar (hvis ja, angiv gerne ca. hektar)	(1) ☐	(2) ☐	_____
Vandhuller (permanent vanddækket areal op til ca. 100 m ²) (hvis ja, angiv gerne ca. antal)	(1) ☐	(2) ☐	_____
Stenbunker (hvis ja, angiv gerne ca. antal)	(1) ☐	(2) ☐	_____
Insektvolde, blomsterstriber, barjordsstriber el.lign. (hvis ja, angiv gerne ca. meter)	(1) ☐	(2) ☐	_____
Utilgængelige markkanter eller -hjørner taget ud af drift	(1) ☐	(2) ☐	_____

ca. antal, meter eller ha

	Ja	Nej	
(med "utilgængelig" menes der markkanter og -hjørner, der kun besværligt kan tilgås med moderne maskineri) (hvis ja, angiv gerne ca. hektar)			
Permanent braklægning af hele marker (hvis ja, angiv gerne ca. hektar)	(1) ☐	(2) ☐	_____
Pesticidfrie bræmmer langs markskel (hvis ja, angiv gerne ca. meter)	(1) ☐	(2) ☐	_____
Udyrkede bufferzoner langs vandløb og ligende (hvis ja, angiv gerne en ca. bredde på disse)	(1) ☐	(2) ☐	_____
Arealer med naturplejegræsning (hvis ja, angiv gerne ca. hektar)	(1) ☐	(2) ☐	_____

Kunne du forestille dig at anlægge andre typer af småbiotoper på din jord, end de ovennævnte?

Hvor enig er du i følgende udsagn?

	Meget enig	Delvist enig	Hverken enig eller uenig	Delvist uenig	Meget uenig	Ikke relevant i mit tilfælde
Tilskud til anlæg ville få mig til						
at plante flere fritstående	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
træer						
Jeg mener, at fritstående						
træer er dårligt for mit dæk-	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
ningsbidrag						
Flere fritstående træer er be-	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
sværligt for markdriften						
Jeg vil hellere plante fritstå-						
ende træer på arealer med	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
permanent græs end på om-						
driftsarealer						

Hvor enig er du i følgende udsagn?

	Meget enig	Delvist enig	Hverken enig eller uenig	Delvist uenig	Meget uenig	Ikke relevant i mit tilfælde
Hvis jeg kunne bevare areal-						
støtte til levende hegn (læ-	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
hegn), ville jeg plante flere						

	Meget enig	Delvist enig	Hverken enig eller uenig	Delvist uenig	Meget uenig	Ikke relevant i mit tilfælde
--	------------	--------------	-----------------------------	---------------	-------------	---------------------------------

Anlægsomkostninger er for

høje til, at jeg vil plante flere levende hegn (læhegn)

(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
------------------------------	------------------------------	------------------------------	------------------------------	------------------------------	------------------------------

Jeg mener, at levende hegn

(læhegn) er dårligt for mit dækningsbidrag

(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
------------------------------	------------------------------	------------------------------	------------------------------	------------------------------	------------------------------

Flere levende hegn (læhegn)

er besværligt for markdriften

(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
------------------------------	------------------------------	------------------------------	------------------------------	------------------------------	------------------------------

Jeg mangler viden og infor-

mationer om muligheder for at plante flere levende hegn (læhegn)

(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
------------------------------	------------------------------	------------------------------	------------------------------	------------------------------	------------------------------

Jeg vil hellere plante levende

hegn (læhegn) på marken tæt på bedriften end fjernt fra be-
driften

(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
------------------------------	------------------------------	------------------------------	------------------------------	------------------------------	------------------------------

Jeg vil hellere plante levende

hegn (læhegn) på omdrifts-arealer end på arealer med permanent græs

(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
------------------------------	------------------------------	------------------------------	------------------------------	------------------------------	------------------------------

Vælg det udsagn, du er mest enig i angående mulige former for støtte til læhegn

- (1) ☐ Jeg er klar til at plante læhegn uden at få støtte
- (3) ☐ Jeg vil plante læhegn, hvis jeg kunne oprethold arealstøtten på arealet
- (5) ☐ Jeg vil plante læhegn hvis jeg kunne få dækket 40 pct. af anlægsomkostningerne

- (7) ☐ Jeg vil plante læhegn, hvis jeg kunne få dækket 100 pct. af anlægsomkostningerne
- (9) ☐ Jeg vil plante læhegn, hvis jeg kunne få dækket 40 pct. af anlægsomkostningerne og opretholde arealstøtten på arealet
- (11) ☐ Jeg vil plante læhegn hvis jeg kunne få dækket 100 pct. af anlægsomkostningerne og opretholde arealstøtten på arealet
- (13) ☐ Ingen af de ovenfor nævnte former for støtte vil få mig til at plante læhegn
- (15) ☐ Jeg vil ikke plante flere læhegn, og det er ikke et spørgsmål støtte

Hvor enig er du i følgende udsagn? (der er her tale om skovrejsning på et areal på mindst 2 hektar)

	Meget enig	Delvist enig	Hverken enig eller uenig	Delvist uenig	Meget uenig	Ikke relevant i mit tilfælde
Hvis jeg kunne bevare arealstøtte til skov, ville jeg rejse mere skov	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Anlægsomkostninger er for høje til, at jeg vil rejse mere skov	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Ekstra arbejdstid med administration og registreringer gør, at jeg ikke vil foretage mere skovrejsning	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Jeg mener, at skovrejsning er dårligt for mit dækningsbidrag	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐

	Meget enig	Delvist enig	Hverken enig eller uenig	Delvist uenig	Meget uenig	Ikke relevant i mit tilfælde
Jeg mangler viden og infor- mationer om muligheder for skovrejsning	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Jeg vil hellere foretage skov- rejsning på marker fjernt fra bedriften end tæt på bedriften	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Jeg vil hellere foretage skov- rejsning på lavbundslande end højtliggende jorde	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Jeg vil hellere foretage skov- rejsning på arealer med per- manent græs end på om- driftsarealer	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Jeg foretrækker skov med blandede træarter af varie- rende alder fremfor ensartet produktionsskov/plantagedrift	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Jeg vil plante skov af hensyn til rekreative interesser	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Mit gødningsregnskab gør, at jeg ikke kan udtage mere areal til skovrejsning	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐

Meget enig Delvist enig Hverken enig eller uenig Delvist uenig Meget uenig Ikke relevant i mit tilfælde

Der findes lokal regulering og

lovgivning, der forhindrer mig (1) ☐ (2) ☐ (3) ☐ (4) ☐ (5) ☐ (6) ☐

i at rejse skov

Jeg er ikke interesseret i at

rejse skov, hvis det bliver om- (1) ☐ (2) ☐ (3) ☐ (4) ☐ (5) ☐ (6) ☐

fattet af fredskovspligten

Omdriftstiden på skovarealer

passer dårligt i min planlæg- (1) ☐ (2) ☐ (3) ☐ (4) ☐ (5) ☐ (6) ☐

ning

Vælg det udsagn, du er mest enig i angående mulige former for støtte til skovrejsning

- (1) ☐ Jeg er klar til at plante skov uden at få støtte
- (3) ☐ Jeg vil plante skov, hvis jeg kunne oprethold arealstøtten på arealet
- (5) ☐ Jeg vil plante skov, hvis jeg kunne få dækket 20 pct. af anlægsomkostningerne
- (7) ☐ Jeg vil plante skov, hvis jeg kunne få dækket 40 pct. af anlægsomkostningerne
- (9) ☐ Jeg vil plante skov, hvis jeg kunne få dækket 100 pct. af anlægsomkostningerne
- (11) ☐ Jeg vil plante skov, hvis jeg kunne få dækket 20 pct. af anlægsomkostningerne og opretholde arealstøtten på arealet
- (13) ☐ Jeg vil plante skov, hvis jeg kunne få dækket 40 pct. af anlægsomkostningerne og opretholde arealstøtten på arealet
- (15) ☐ Jeg vil plante skov, hvis jeg kunne få dækket 100 pct. af anlægsomkostningerne og opretholde arealstøtten på arealet
- (17) ☐ Ingen af de ovenfor nævnte niveauer af støtte vil få mig til at plante skov
- (19) ☐ Jeg vil ikke plante skov, og det er ikke et spørgsmål om støtte

Generelle spørgsmål om træer på landbrugsjorden

	Meget enig	Delvist enig	Hverken enig eller uenig	Delvist uenig	Meget uenig	Ikke relevant i mit tilfælde
Hvis træerne giver frugter el- ler nødder, vil jeg plante flere	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Hvis træerne kan høstes til biomasse/træflis, vil jeg plante flere	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Hvis træerne kan høstes til tømmer, vil jeg plante flere	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Hvis træerne kan levere fo- dertilskud til mine dyr, vil jeg plante flere	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Jeg ser træer som et godt redskab til at øge dyrevelfær- den for mine dyr på friland	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Jeg ser træer som et godt redskab til sikre min drift mod klimaforandringer	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Jeg ser træer som et godt redskab til at mindske min be- drifts påvirkning af klimaet	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Jeg ser træer som et godt redskab til at mindske min be- drifts påvirkning af miljøet	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐

Generelle spørgsmål om træer på landbrugsjorden

	Meget enig	Delvist enig	Hverken enig eller uenig	Delvist uenig	Meget uenig	Ikke relevant i mit tilfælde
Hvis træerne giver frugter el- ler nødder, vil jeg plante flere	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Hvis træerne kan høstes til biomasse/træflis, vil jeg plante flere	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Hvis træerne kan høstes til tømmer, vil jeg plante flere	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Jeg ser træer som et godt redskab til sikre min drift mod klimaforandringer	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Jeg ser træer som et godt redskab til at mindske min be- drifts påvirkning af klimaet	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Jeg ser træer som et godt redskab til at mindske min be- drifts påvirkning af miljøet	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐

Hvor enig er du i følgende udsagn? (med vandhuller menes permanent vanddækkede arealer op til ca. 100 m²)

	Meget enig	Delvist enig	Hverken enig eller uenig	Delvist uenig	Meget uenig	Ikke relevant i mit tilfælde
Hvis jeg kunne bevare areal- støtte til vandhuller, ville jeg anlægge flere	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Anlægsomkostninger er for høje til, at jeg vil anlægge flere vandhuller	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Ekstra arbejdstid med admini- stration og registreringer gør, at jeg ikke vil anlægge flere vandhuller	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Jeg mener, at vandhuller er dårligt for mit dækningsbi- drag	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Flere vandhuller er besværligt for markdriften	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Jeg mangler viden og infor- mationer om muligheder for at anlægge flere vandhuller	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Jeg vil hellere anlægge vand- huller på marker fjernt fra be- driften end tæt på bedriften	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐

Meget enig Delvist enig Hverken enig eller uenig Delvist uenig Meget uenig Ikke relevant i mit tilfælde

Jeg vil hellere anlægge vand-

huller på lavbundsjarde end (1) ☐ (2) ☐ (3) ☐ (4) ☐ (5) ☐ (6) ☐

højtliggende jorde

Jeg vil hellere anlægge vand-

huller på arealer med perma- (1) ☐ (2) ☐ (3) ☐ (4) ☐ (5) ☐ (6) ☐

nent græs end på omdrifts-

arealer

Vælg det udsagn, du er mest enig i angående mulige former for støtte til at anlægge vandhuller

- (19) ☐ Jeg er klar til at anlægge vandhuller uden at få støtte
- (21) ☐ Jeg ville anlægge vandhuller, hvis jeg kunne opretholde arealstøtten på arealet
- (23) ☐ Jeg ville anlægge vandhuller, hvis jeg kunne få dækket 20 pct. af anlægsomkostningerne
- (25) ☐ Jeg ville anlægge vandhuller, hvis jeg kunne få dækket 40 pct. af anlægsomkostningerne
- (27) ☐ Jeg ville anlægge vandhuller, hvis jeg kunne få dækket 100 pct. af anlægsomkostningerne
- (29) ☐ Jeg ville anlægge vandhuller, hvis jeg kunne få dækket 20 pct. af anlægsomkostningerne og opretholde arealstøtten på arealet
- (31) ☐ Jeg ville anlægge vandhuller, hvis jeg kunne få dækket 40 pct. af anlægsomkostningerne og opretholde arealstøtten på arealet
- (33) ☐ Jeg ville anlægge vandhuller, hvis jeg kunne få dækket 100 pct. af anlægsomkostningerne og opretholde arealstøtten på arealet
- (35) ☐ Ingen af de ovenfor nævnte niveauer af støtte vil få mig til at anlægge vandhuller
- (36) ☐ Jeg vil ikke anlægge vandhuller, og det er ikke et spørgsmål om støtte

Hvor enig er du i følgende udsagn?

	Meget enig	Delvist enig	Hverken enig eller uenig	Delvist uenig	Meget uenig	Ikke relevant i mit tilfælde
Anlægsomkostninger er for høje til, at jeg vil anlægge flere insektvolde, blomsterstriber, barjordsstriber el.lign.	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Tilskud til anlæg ville få mig til at anlægge flere insektvolde, blomsterstriber, barjordsstriber el.lign.	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Ekstra arbejdstid med administration og registreringer gør, at jeg ikke vil anlægge flere insektvolde, blomsterstriber, barjordsstriber el.lign.	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Jeg mener, at insektvolde, blomsterstriber, barjordsstriber el.lign. er dårligt for mit dækningsbidrag	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Flere insektvolde, blomsterstriber, barjordsstriber el.lign. er besværligt for markdriften	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Jeg mangler viden og informationer om muligheder for at anlægge flere insektvolde,	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐

Meget enig Delvist enig Hverken enig eller uenig Delvist uenig Meget uenig Ikke relevant i mit tilfælde

blomsterstriber, barjordsstriber el.lign.

Jeg vil hellere anlægge insektvolde, blomsterstriber, bar-

jordsstriber el.lign. på marker (1) ☐ (2) ☐ (3) ☐ (4) ☐ (5) ☐ (6) ☐

fjernt fra bedriften end tæt på bedriften

Jeg vil hellere anlægge insektvolde, blomsterstriber, bar-

jordsstriber el.lign. på lav- (1) ☐ (2) ☐ (3) ☐ (4) ☐ (5) ☐ (6) ☐

bundsJORde end højtliggende jorde

Hvor enig er du i følgende udsagn? (med "utilgængelig" menes der markkanter og -hjørner, der kun besværligt kan tilgås med moderne maskineri)

Meget enig Delvist enig Hverken enig eller uenig Delvist uenig Meget uenig Ikke relevant i mit tilfælde

Hvis jeg kunne bevare arealstøtte til utilgængelige markkanter og -hjørner, ville jeg tage flere ud af drift

(1) ☐ (2) ☐ (3) ☐ (4) ☐ (5) ☐ (6) ☐

Jeg bruger allerede MFO-ordningen til at tage utilgængelige markkanter og -hjørner ud af drift

(1) ☐ (2) ☐ (3) ☐ (4) ☐ (5) ☐ (6) ☐

	Meget enig	Delvist enig	Hverken enig eller uenig	Delvist uenig	Meget uenig	Ikke relevant i mit tilfælde
Ekstra arbejdstid med admini- stration og registreringer gør, at jeg ikke vil tage flere util- gængelige markkanter og - hjørner ud af drift	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Jeg mangler viden og infor- mationer om muligheder for at tage flere utilgængelige markkanter og -hjørner ud af drift	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Jeg vil hellere tage utilgænge- lige markkanter og -hjørner ud af drift på marker fjernt fra bedriften end tæt på bedriften	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Jeg vil hellere tage utilgænge- lige markkanter og -hjørner ud af drift på lavbundsJORDE end højtliggende jorde	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐
Jeg vil hellere tage utilgænge- lige markkanter og -hjørner ud af drift på arealer med permanent græs end på om- driftsarealer	(1) ☐	(2) ☐	(3) ☐	(4) ☐	(5) ☐	(6) ☐

Utilgængelige markhjørner og -kanter er i mit tilfælde (Sæt gerne flere krydser):

- (1) ☐ Våde lavninger / Humusjord
- (2) ☐ Smalle markstykker
- (3) ☐ Markhjørner
- (4) ☐ Kuperet og skrånende terræn
- (5) ☐ Let jord (sandet)
- (6) ☐ Tung jord (leret)
- (7) ☐ Ukurante markkanter (f.eks. langs åløb, rundt om vandhuller eller lignende)
- (9) ☐ Skyggekanter langs skov og hegn
- (8) ☐ Andet

Hvis andet, præcisér venligst:

Hvor mange hektar af utilgængelige markkanter og -hjørner, som du dyrker i dag, ville du lade ligge udyrket, hvis du ikke behøvede at opretholde aktivitetskravet for at modtage arealstøtten?

Betyder genopdykningsretten til markkanter og -hjørner taget ud af drift noget for dig?

- (1) ☐ Ja, jeg vil ikke tage noget jord ud, hvis jeg mister genopdykningsretten
- (4) ☐ Ja, jeg vil tage mindre areal ud af drift, hvis jeg mister genopdykningsretten, men der er stadig områder, som jeg vil tage ud uanset genopdykningsretten

- (2) ☐ Nej, jeg vil tage de samme arealer ud, selv hvis jeg mister genopdyrkningsretten

Hvis arealstøtten blev betinget af, at du skulle gøre forskellige tiltag, hvilke ville du da helst tage i brug?

(flyt forslagene med musen i prioriteret rækkefølge, placér dem du helst vil tage i brug øverst)

1 2 3 4 5 6 7 8 9

Mindst 1 fritstående træ pr. 10

ha

(1) ☐ (2) ☐ (3) ☐ (4) ☐ (5) ☐ (6) ☐ (7) ☐ (8) ☐ (9) ☐

Mindst 3 pct. levende hegn (af

bruttoareal)

(1) ☐ (2) ☐ (3) ☐ (4) ☐ (5) ☐ (6) ☐ (7) ☐ (8) ☐ (9) ☐

Mindst 1 stenbunke pr. 10 ha

(på mindst 5 kvadratmeter)

(1) ☐ (2) ☐ (3) ☐ (4) ☐ (5) ☐ (6) ☐ (7) ☐ (8) ☐ (9) ☐

Mindst 1 pct. vandhuller (af

bruttoareal)

(1) ☐ (2) ☐ (3) ☐ (4) ☐ (5) ☐ (6) ☐ (7) ☐ (8) ☐ (9) ☐

Mindst 1 pct. blomsterstriber

(af bruttoareal)

(1) ☐ (2) ☐ (3) ☐ (4) ☐ (5) ☐ (6) ☐ (7) ☐ (8) ☐ (9) ☐

Mindst 1 pct. barjordsstriber

(af bruttoareal)

(1) ☐ (2) ☐ (3) ☐ (4) ☐ (5) ☐ (6) ☐ (7) ☐ (8) ☐ (9) ☐

Mindst 1 pct. udyrket areal

uden aktivitetskrav (men med

(1) ☐ (2) ☐ (3) ☐ (4) ☐ (5) ☐ (6) ☐ (7) ☐ (8) ☐ (9) ☐

(flyt forslagene med musen i prioriteret rækkefølge, placér dem du helst vil tage i brug øverst)

1 2 3 4 5 6 7 8 9

genopdykningsret) f.eks.

markkanter, hjørner mv (af
bruttoareal).

Et vandhul pr. 20 ha (1) ☐ (2) ☐ (3) ☐ (4) ☐ (5) ☐ (6) ☐ (7) ☐ (8) ☐ (9) ☐

2 ha skovrejsning pr. 100 ha
(af bruttoareal) (1) ☐ (2) ☐ (3) ☐ (4) ☐ (5) ☐ (6) ☐ (7) ☐ (8) ☐ (9) ☐

Hvilke af følgende formål har du generelt med småbiotoper på din ejendom? (sæt gerne flere krydser)

- (1) ☐ Jeg mener, at småbiotoper gør noget godt for biodiversiteten (plante-, insekt- og dyreliv)
- (2) ☐ Jeg mener, at småbiotoper gør noget godt for markvildtet
- (3) ☐ Jeg mener, at småbiotoper bidrager positivt til landskabets udseende
- (4) ☐ Andet

Hvis andet, uddyb venligst herunder:

Hvilke af følgende udfordringer findes der generelt for at udlægge småbiotoper på din ejendom (sæt gerne flere krydser)

- (1) ☐ Naturbeskyttelsesloven er en stor hindring for at udlægge småbiotoper på min bedrift (f.eks. §3-arealer eller strandfredningslinjen)
- (2) ☐ Forpagtningsaftaler er en stor hindring for at udlægge småbiotoper på min bedrift
- (3) ☐ Mit gødningsregnskab er en stor hindring for at udlægge småbiotoper på min bedrift
- (4) ☐ Andet

Hvis andet, uddyb venligst herunder:

Hvis du mener, der findes andre grunde til at anlægge et eller flere af de ovennævnte typer af småbiotoper, så uddyb gerne herunder:

Hvis du mener, der findes andre grunde til IKKE at anlægge et eller flere af de ovennævnte typer af småbiotoper, så uddyb gerne herunder:

Tak for dine svar!



Om DCA

DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug er den faglige indgang til jordbrugs- og fødevareforskningen ved Aarhus Universitet.

Centret omfatter institutter og forskningsmiljøer, der har aktiviteter på jordbrugs- og fødevareområdet. Det er primært Institut for Agroøkologi, Institut for Husdyrvidenskab, Institut for Fødevarer, Center for Kvantitativ Genetik og Genomforskning samt dele af Institut for Ingeniørvidenskab.

Aktiviteterne i DCA understøttes af en centerenhed, der varetager og koordinerer opgaver omkring myndighedsbetjening, erhvervs- og sektorsamarbejde, internationalt samarbejde og kommunikation.

Forskningsresultater fra DCA

Resultater fra forskningen publiceres i internationale, videnskabelige tidsskrifter. Publikationerne kan findes via universitets publikationsdatabase (pure.au.dk).

DCA rapporter

DCA's rapportserie formidler hovedsageligt myndighedsrådgivning fra DCA til Miljø- og Fødevareministeriet. Der kan også udgives rapporter, som formidler viden fra forskningsaktiviteter. Rapporterne kan frit hentes på centrets hjemmeside: dca.au.dk.

Nyhedsbreve

DCA udsender et nyhedsbrev, der løbende orienterer om jordbrugs- og fødevareforskningen og herunder om nye forskningsresultater, rådgivning, uddannelse, arrangementer og andre aktiviteter. Det er gratis at tilmelde sig nyhedsbrevet, og det kan ske på dca.au.dk.

RESUME

Formålet med denne rapport er at give første samlet vidensgrundlag for tiltag, der kan medvirke til at forbedre biodiversiteten i det danske landbrugslandskab.

Rapporten gennemgår et udvalg af relevante eksisterende og nye virkemidler til fremme af biodiversiteten på landbrugs- og skovrejsningsarealer. Rapporten beskriver virkemidlernes forventede biodiversitetseffekt og de forventede økonomiske effekter. Herudover giver rapporten anbefalinger for implementering af virkemidlerne i forhold til at øge deres biodiversitetseffekt og den belyser landmændenes interesse for de forskellige virkemidler på baggrund af en national spørgeskemaundersøgelse. Udarbejdelsen af rapporten skal bl.a. ses i lyset af EU's landbrugsreform (CAP2020+), som giver nye og bedre muligheder for at etablere småbiotoper på markarealer - f.eks. ved at udtage svært dyrkbare og ukurante dele af marken - tillige med kombinationer af frivillige landdistriktsordninger til fremme af miljø, klima og biodiversitet.

Rapport skal ses som en første analyse og baggrund for de kommende års videre implementering af biodiversitetsvirkemidler til naturbeskyttelse.

