



VILDE BESTØVENDE INSEKTER OG VIRKEMIDLER

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 427

2021



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

VILDE BESTØVENDE INSEKTER OG VIRKEMIDLER

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 427

2021

Beate Strandberg¹
Marianne Bruus¹
Rikke Reisner Hansen¹
Jørgen Aagaard Axelsen¹
Yoko L. Dupont¹
Claus Rasmussen²

¹ Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

² Aarhus Universitet, Institut for Agroøkologi



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 427
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Vilde bestøvende insekter og virkemidler
Forfattere:	Beate Strandberg ¹ , Marianne Bruus ¹ , Rikke Reisner Hansen ¹ , Jørgen Aagaard Axelsen ¹ , Yoko L. Dupont ¹ og Claus Rasmussen ²
Institutioner:	Aarhus Universitet, ¹ Institut for Bioscience og ² Institut for Agroøkologi
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Februar 2021
Redaktion afsluttet:	Januar 2021
Faglig kommentering:	Seniorforsker Christian Kjær, Aarhus Universitet, Institut for Bioscience (hele rapporten) og seniorforsker Per Kryger, Institut for Agroøkologi (kapitel 8.5). Der er for kap. 8.5 ikke opnået enighed mellem Per Kryger og forfatterne om betydning af konkurrence mellem honningbier og vilde bier.
Kvalitetssikring, DCE:	Jesper R. Fredshavn
Sproglig kvalitetssikring:	Chalotte Kler
Ekstern kommentering:	Binævnorganisationerne og Landbrugsstyrelsen. Kommentarerne findes her: http://dce2.au.dk/pub/komm/SR427_komm.pdf
Finansiel støtte:	Miljøstyrelsen
Bedes citeret:	Strandberg, B., Bruus, M., Hansen, R.R., Axelsen, J.A., Dupont, Y.L. & Rasmussen, C. 2021. Vilde bestøvende insekter og virkemidler. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 150 s. - Videnskabelig rapport nr. 427 http://dce2.au.dk/pub/SR427.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Vilde bestøvende insekter er generelt truede. De vilde bier, dagsommerfugle og svirrefluer, som denne rapport har fokus på, stiller imidlertid forskellige krav til levestedet gennem forskellige dele af livscyklus. I rapporten er levestedskravene eller habitatressourcerne, som de også kaldes, grundigt beskrevet for humlebier, enlige bier, dagsommerfugle og svirrefluer. For at modvirke tilbagegangen af insekterne kan iværksættes forskellige virkemidler. Rapporten gennemgår relevante eksisterende og mulige fremtidige virkemidler i forhold til at tilgodese insekternes levestedskrav og giver desuden anbefalinger til, hvordan det enkelte virkemiddel kan ændres for i større grad at understøtte vilde bestøvende insekter. I modsætning til tidligere vurderinger af virkemidler i forhold til vilde bestøvende insekter vurderer denne rapport ikke blot, i hvilket omfang virkemidlet bidrager med egnede fødeemner, men også hvorvidt øvrige levestedskrav er opfyldt.
Erneord:	Virkemidler, habitatressourcer, levestedskrav, humlebier, enlige bier, dagsommerfugle, svirrefluer
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	Eksisterende småbiotoper, som dette slåenkrat, udgør et vigtigt levested for vilde bestøvende insekter. Det er væsentligt for vilde bestøvende insekter at sådanne småbiotoper beskyttes. Foto Beate. Strandberg.
ISBN:	978-87-7156-564-5
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	150
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR427.pdf

Indhold

Forord	5
1 Indledning	6
2 Baggrund	8
2.1 Trusler mod vilde bestøvende insekter	8
2.2 Vilde bier i Danmark	11
2.3 Sommerfugle i Danmark	12
2.4 Svirrefluer i Danmark	12
3 Ressourcehabitat	13
3.1 Beskrivelse af ressourcehabitatkonceptet	13
3.2 Ressourcehabitat for humlebier	15
3.3 Ressourcehabitat for enlige bier	21
3.4 Ressourcehabitat for dagsommerfugle	26
3.5 Ressourcehabitat for svirrefluer	28
3.6 Ressourcebehov – opsummering	29
4 Ressourcetilgængeligheden i forskellige habitater	31
4.1 Blomster, pollen og nektar	31
4.2 Sammenhæng mellem udbud af nektar og insekternes behov	32
4.3 Virkemidler og føderessourcer – kvantitative studier	34
4.4 Tilgængeligheden af øvrige levestedsressourcer	36
5 Paradigme for vurdering af effekter af virkemidler på bestøvende insekter	37
6 Vurdering af eksisterende virkemidler på dyrkningsfladen	39
6.1 Blomsterstriber	39
6.2 Bestøverbrak	42
6.3 Blomsterbrak	46
6.4 Slåningsbrak, årlig eller reduceret aktivitet	49
6.5 Insektvolde	53
6.6 Vildtstriber med græs	59
6.7 Barjordsstriben	61
6.8 Permanent græs	63
6.9 Vandhuller og andre små vådområder	66
6.10 Levende hegn, vildtremiser, krat, småskove og andre småbeplantninger	70
6.11 Permanent udtagning af landbrugsarealer	73
7 Bevaring og pleje af eksisterende biotoper	77
7.1 Vedvarende græs, uden omlægning og øvrig afgrødeetablering	77
7.2 Fritstående træer, herunder veterantræer	81
7.3 Gravhøje og stendysser	84
7.4 Jord- og stendiger	86
7.5 Hede og andre lysåbne naturtyper	89

8	Nye mulige virkemidler og effekt på bestøvende insekter	92
8.1	Placering af halmballer	92
8.2	Stendynger	95
8.3	Bihoteller	95
8.4	Bufferzoner uden pesticid- og gødningstilførsel	99
8.5	Regulering af udsætning af honningbier	101
9	Betydning af driftsform og andre driftsmæssige tiltag	111
9.1	Økologisk jordbrug	111
9.2	Reduceret jordbearbejdning	111
9.3	Skovlandbrug	112
9.4	Assisteret spredning af frø og andet plantemateriale fra nærliggende naturarealer	112
10	Sammenfatning og konklusion	113
11	Referencer	116
	Appendiks 1	137
	Appendiks 2	146

Forord

Nærværende rapport er udarbejdet af forskere ved Aarhus Universitet, Institut for Bioscience (BIOS), i samarbejde med en forsker fra Institut for Agroøkologi (AGRO). Projektet er finansieret af Miljøstyrelsen.

Rapporten består af ti kapitler samt referenceliste og to appendikser. Indledning (kap. 1) og baggrund (kap. 2) er forfattet af Beate Strandberg. Kapitel 3, der giver en grundig præsentation af ressourcehabitatkonceptet og hvilke forhold, der indgår i ressourcehabitatet for humlebier, enlige bier, dagsommerfugle samt svirreflugter, er forfattet af Rikke Reisner Hansen, Yoko L. Dupont, Claus Rasmussen, Jørgen Aagaard Axelsen og Beate Strandberg. Kapitel 4, der omhandler ressourcetilgængeligheden i forskellige habitater, er forfattet af Beate Strandberg. Kapitel 5, hvor paradigmet for vurderingen af virkemidler for vilde bestøvende insekter er beskrevet, og de efterfølgende to kapitler, der rummer et katalog over vurderinger af virkemidler på dyrkningsfladen samt bevaring og pleje af eksisterende biotoper, er forfattet af Beate Strandberg og Marianne Bruus. Kapitel 8, hvor nye mulige virkemidler og deres potentielle effekt på vilde bestøvende insekter er beskrevet, er forfattet af Beate Strandberg, Marianne Bruus og Claus Rasmussen. Kapitel 9, der beskriver betydningen af driftsform og andre driftsmæssige tiltag, er forfattet af Marianne Bruus og Beate Strandberg. Sammenfatning og konklusion (kap. 10) er skrevet af Beate Strandberg og Marianne Bruus, og alle forfattere har haft mulighed for at kommentere på hele rapporten. De to appendikser er forfattet af Jørgen Axelsen og Beate Strandberg.

Denne rapport er, hvad angår vurderingen af virkemidler, en videreudvikling af en rapport om biodiversitetsvirkemidler (Dalgaard et al. 2020), idet nærværende rapport fokuserer på de vilde bestøvende insekter forstået som vilde bier, dagsommerfugle og svirreflugter, hvorimod Dalgaard et al. (2020) omhandlede biodiversitet bredt set. Det afgrænsede fokus i nærværende rapport giver mulighed for at gå i dybden i forhold til betydningen af virkemidlerne for vilde bestøvende insekter. Vurderingerne af virkemidler i nærværende rapport adskiller sig desuden fra vurderingerne i Dalgaard et al. (2020) ved at omfatte de vilde bestøvende insekters samlede ressourcebehov gennem hele livscyklus. Denne rapport indeholder derfor også en grundig gennemgang af de forskellige insektgruppers ressourcebehov som juvenile og voksne. Man kan således ikke direkte sammenligne vurderingerne i de to rapporter, idet fokus såvel som detaljeringsgrad er forskellige, men der er ikke nogen modsætninger i vurderingerne i de to rapporter.

I forbindelse med opstart af projektet blev synopsis for projektet præsenteret og godkendt af Miljøstyrelsen. Ud over fagfællebedømmere og myndighedskoordinator er rapporten desuden kommenteret af Landbrugsstyrelsen (v/ Christian Bell), Binævnet samt koordinator for myndighedsbetjening ved DCA, Lene Hegelund. Vi vil gerne takke alle for kommentarer og samarbejdet om rapporten. Det har samlet bidraget til væsentlige forbedringer.

1 Indledning

Formålet med projektet er undersøge, hvilke krav, forskellige vilde bestøvende insekter stiller til levestedet med henblik på at vurdere, i hvilken udstrækning eksisterende og mulige fremtidige virkemidler understøtter kravene til levestederne. Virkemidlerne præsenteres som et katalog, hvor der lægges vægt på opfyldelsen af levestedskrav for vilde bestøvende insekter. Under mulige fremtidige virkemidler er der specifikt ønsket en vurdering af regulering af udsætning af honningbier som et muligt virkemiddel til beskyttelse af vilde bestøvende insekter.

Omkring 75-80 procent af de vilde planter og afgrøder bestøves helt eller delvist af insekter. Bier står for langt den største del af bestøvningen, men også svirrefluer, sommerfugle og flere andre insektgrupper bidrager. Insekter er derfor vigtige for biodiversiteten, ikke blot som arter, men også fordi de er vigtige i forhold til bevarelsen af plantediversiteten. I nærværende rapport er der fokus på vilde bier, dagsommerfugle og svirrefluer.

Indledningsvis er der i kapitel 2 givet en status for vilde bier, dagsommerfugle og svirrefluer i Danmark baseret på den seneste rødlistevurdering fra 2019 samt et overblik over de væsentligste trusler mod vilde bestøvende insekter og en kort opsummering af, hvorledes virkemidler kan bidrage til at forbedre forholdene for vilde bestøvende insekter.

I kapitel 3 er insekternes krav til levestedet grundigt beskrevet. Beskrivelsen er baseret på ressourcehabitatkonceptet, som præsenteres i kap. 3.1, hvorefter ressourcehabitatet for humlebier, enlige bier, dagsommerfugle og svirrefluer er beskrevet i kap. 3.2-3.5.

Kapitel 4 er dedikeret en grundig præsentation af eksisterende undersøgelser af ressourcetilgængeligheden især i agerlandet, samt i hvilken udstrækning ressourcerne i disse habitater understøtter vilde bestøvende insekters behov. Dette kapitel er så vidt muligt baseret på kvantitative data for såvel ressourcer som ressourcebehov.

I kapitel 5 præsenterer vi den fremgangsmåde, vi har benyttet ved vurdering af effekten af virkemidlerne, eksisterende såvel som nye mulige virkemidler. Paradigmet er en videreudvikling af det, som er benyttet i nyligt publicerede virkemiddelvurderinger (Dalggaard et al. 2020, Andersen et al. 2020, Eriksen et al. 2020), men da vi i nærværende rapport udelukkende har fokus på effekten på udvalgte grupper af organismer og ikke den samlede biodiversitet, har vi valgt en mere detaljeret tilgang, hvor virkemidlerne vurderes i forhold til, hvordan de understøtter de vigtigste habitatressourcer, der blev identificeret (kap. 3.2-3.5) og sammenfattet i kap. 3.6. Ved vurderingen af betydningen af virkemidlerne er vilde bestøvende insekter desuden inddelt i oligolektiske hhv. polylektiske enlige bier, langtungede hhv. korttungede humlebier, redeparasitiske enlige bier og humlebier og dagsommerfugle samt svirrefluer, hvor disse er opdelt i to grupper efter deres krav til levestedet (+/- træer).

Herefter følger i kapitlerne 6, 7 og 8 et katalog over eksisterende virkemidler på dyrkningsfladen (Kap. 6), bevaring og pleje af eksisterende biotoper (Kap. 7) samt mulige nye virkemidler, som i varierende grad understøtter vilde be-

støvende insekter (Kap. 8). Beskrivelsen af virkemidler benytter samme fremgangsmåde, som blev anvendt i den nyligt publicerede rapport ”Biodiversitetsvirkemidler på danske landbrugs- og skovrejsningsarealer” (Dalgaard et al 2020), hvor eksisterende regler og praksis først beskrives, hvorefter effekter på vilde bestøvende insekter beskrives og for hvert virkemiddel afsluttes med anbefalinger vedr. fremtidig praksis med henblik på særligt at understøtte vilde bestøvende insekter. For virkemidler, der indgår i kataloget i Dalgaard et al. (2020), og som har en betydelig effekt på vilde bestøvende insekter, er beskrivelsen af eksisterende regler og praksis citeret fra Dalgaard et al. (2020) for at sikre konsistens samt læsbarhed af nærværende rapport, hvilket fremgår af teksten, hvor det er tilfældet. Da fokus såvel som detaljeringsgrad er forskellige i de to rapporter, kan vurderingerne af betydningen af samme virkemiddel i de to rapporter imidlertid ikke direkte sammenlignes, men det er sikret, at vurderingerne overordnet set er i overensstemmelse. Vilde bier, dagsommerfugle og svirrefluer indgik i Dalgaard et al. (2020) i to grupper, dels vilde bier, dels insekter og leddyr i øvrigt, hvor sidstnævnte gruppe omfatter bl.a. dagsommerfugle og svirrefluer.

Kapitel 9 gennemgår betydningen af dyrkningspraksis, herunder økologisk jordbrug og reduceret jordbearbejdning, i forhold til opnåelsen af positive effekter på vilde bestøvende insekter. I kap. 9.4 beskrives assisteret spredning af frø og andet plantemateriale, der ikke er et virkemiddel i sig selv, men en metode til at fremme lokale plantearter, som ofte kan være vanskeligt tilgængelige. Assisteret spredning kan anvendes i kombination med mange af de i kap. 6 omtalte virkemidler.

Til slut sammenfattes vurderingen af virkemidlerne, hvor vi har fokus på hvorledes de understøtter vilde bestøvende insekter, herunder også truede og beskyttelseskrævende arter. Desuden har vi fokus på, hvor langt vi kan komme i vurderingen baseret på den eksisterende viden, og hvor der konkret er behov for yderligere data.

Besvarelsen er baseret på eksisterende videnskabelig litteratur omkring insekters levestedskrav og undersøgelser af forskellige virkemidler fra Danmark såvel som andre europæiske lande med et sammenligneligt klima og en sammenlignelig insektfauna. Desuden inddrages viden fra nyligt gennemførte vurderinger af såkaldte sideeffekter på natur og biodiversitet (Eriksen et al. 2020, Andersen et al. 2020) samt den nyligt publicerede rapport ”Biodiversitetsvirkemidler på danske landbrugs- og skovrejsningsarealer” (Dalgaard et al 2020).

2 Baggrund

Menneskelige påvirkninger har på globalt plan skabt store forandringer, herunder klimaændringer, med et stort tab af biodiversitet til følge (Bakker & Svenning, 2018; Filazzola et al. 2020). Omfanget af påvirkninger har været så stort, at det er blevet foreslået, at denne epoke kaldes den Antropocæne tidsalder (Crutzen, 2002), og tabet af biodiversitet så stort, at man taler om den sjette massedød (Ceballos et al. 2015). En FN-rapport fra 2019 konstaterede således, at omkring en million arter trues af udryddelse, og aldrig før i menneskehedens historie bliver klodens dyre- og plantearter udryddet så hurtigt, som det sker nu (FN 2019). Selvom truslen mod store vilde dyr er meget synlig, viser rapporten, at det er insekterne, der er mest truede. En del undersøgelser har også de senere år dokumenteret voldsom tilbagegang blandt insekter – herunder de insekter, der bidrager til bestøvning af vilde planter og afgrøder (Hallmann et al. 2017, 2020, Kjær et al. 2020). Se i øvrigt kap. 2.1.

Ved den seneste rødlistevurdering er alle danske bier, dagsommerfugle og svirrefluer rødlistevurderet (Madsen 2019, Helsing 2019, Bygebjerg 2019), og rødlistedata dokumenterer, at en stor andel af arterne tilhørende de tre grupper er truede (Tabel 2.1). En nyligt gennemført analyse (Kjær et al. 2020), der er baseret på rødlistedata (Moeslund et al. 2019), viste også, at der inden for bier, svirrefluer og dagsommerfugle var 12 familier, hvor mere end 10 % af de rødlistede arter tilhører, hvad der benævnes 'højeste trusselvurdering', dvs. de tilhører rødlistekategorierne RE (regionalt uddød), CR (kritisk truet) og EN (truet).

Tabel 2.1. Overblik over rødlistevurderinger af bier (Madsen 2019), sommerfugle (Helsing 2019) og svirrefluer (Bygebjerg 2019) fra den nyeste rødlistevurdering (Moeslund et al. 2019). Tallene i parentes angiver, hvor stor andelen af rødlistede, truede og regionalt uddøde arter udgør af de rødlistevurderede arter.

	Antal arter observeret i Danmark	Arter, der optræder tilfældigt eller er under etablering (NA)	Rødlistevurderede arter	Rødlistede arter (RE, CR, EN, VU, NT, DD)	Truede arter (CR, EN, VU)	Regionalt uddøde arter (RE)
bier	292	48	244	107 (44 %)	56 (23 %)	19 (8 %)
dagsommerfugle	113	38	75	35 (47 %)	14 (19 %)	12 (16 %)
svirrefluer	298	9	289	115 (40 %)	55 (19 %)	10 (3 %)

2.1 Trusler mod vilde bestøvende insekter

Tilbagegangen for vilde bestøvende insekter er imidlertid ikke noget nyt fænomen. Allerede i 1929 skrev entomologen Wesenberg-Lund, der var kendt for sit store engagement i naturbeskyttelse og fredning, en kronik i Politiken, hvor han beskrev de forandringerne i bi-faunen, han havde iagttaget over en 40-årig periode (Wesenberg-Lund 15. dec. 1929). I den periode observerede han en markant tilbagegang i både antal og diversitet af vilde bier og en markant fremgang i tætheden af honningbier, og iagttagelserne var identiske i naturen, i marker og i frugtplantager. Wesenberg-Lund spurgte i kronikken "Hvad er Grunden til Nedgangen?", og han fandt, at svaret er ganske enkelt, nemlig at der var færre blomstrende planter af interesse for bierne i landskaberne. Det var især den stigende andel af korn i sædskifterne, han så som en væsentlig årsag, men også at det, vi i dag kalder småbiotoper, så som gravhøje og krat med blomstrende træer og buske, blev sløjfet, at enge blev slået hyp-

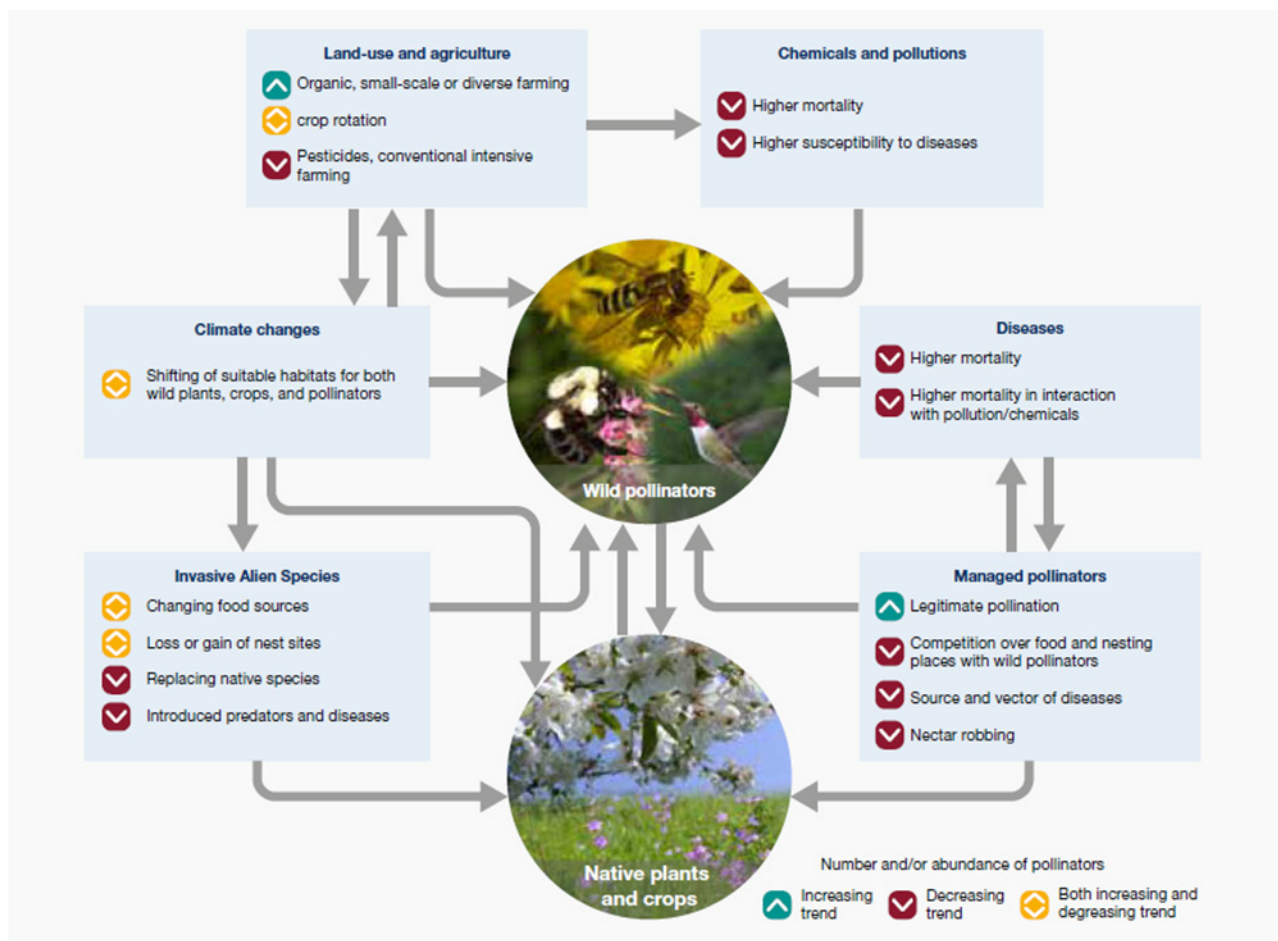
pigere og lige inden blomstring, samt at store hedearealer var groet til i bjergfyrrer. Der manglede altså føderessourcer, og det vel at mærke i et landbrugslandskab, hvor man endnu ikke var begyndt at bruge kunstgødning i stedet for forskellige ærteblomstrede planter i sædskiftet, og hvor mange habitater set med nutidens øjne var relativt upåvirkede af landbrugsaktiviteten. I en efterfølgende debat i avisen som følge af kronikken omtaler Wesenberg-Lund desuden brugen af giftstoffer i frugtplantager som et problem (Politiken 20. dec. 1929). Hvorvidt det øgede antal honningbier i forhold til vilde bier, altså potentielt ændrede konkurrenceforhold, var af betydning, belyste artiklen ikke, men som Wesenberg-Lund skrev i sit svar under debatten, var det kun honningbierne, hvis ”antal vi er nogenlunde herre over”, som var talrige.

Allerede for hundrede år siden så man altså markante tilbagegange i de vilde bestøvende insekter, og tilbagegangen er, som allerede omtalt, ikke ophørt, og insekter, og heriblandt vilde bestøvende insekter, anses for at være blandt de mest truede organismer.

Når det kommer til trusler var billedet allerede på Wesenberg-Lunds tid sammensat (ændret afgrødesammensætning, nedlæggelse af småbiotoper, hyppig slåning samt tilgroning af naturlige habitater (hede)), men han fandt dog, at det primært var via tilbagegangen i føderessourcen, at de forskellige trusler indvirkede på de vilde bier.

I 2017 publicerede IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services) den hidtil mest omfattende syntese af viden om bestøvende insekter og truslerne mod insekterne ”The assessment report on pollinators, pollination and food production” (IPBES 2016). Af denne rapport fremgår, ligesom det også er tilfældet i en række tidligere publikationer (fx Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019, Potts et al. 2010, Goulson et al. 2015), at der er mange faktorer, der potentielt udgør en trussel mod de bestøvende insekter (Figur 2.1).

Hvilke(n) faktor(er), der er mest betydningsfuld(e), kan man ikke sige generelt. Det afhænger af den konkrete situation, og ingen undersøgelser har til dato kortlagt den relative betydning af trusselsfaktorerne for et givet område. Der er imidlertid ikke tvivl om, at i Danmark, hvor landbrug udgør godt 60 % af landarealet, og hvor mere end 90 % af landbrugsarealet er marker, der omlægges hvert år, er påvirkningen fra den intensive landbrugsdrift en væsentlig trussel for vilde bestøvende insekter. Den intensive landbrugsdrift dækker over en lang række forhold, der kan påvirke insekterne. Det gælder pesticidanvendelse, gødningsstoffer, nedlæggelse af småbiotoper, sammenlægning af marker og dermed store marker og stor afstand mellem småbiotoper, og ændret afgrødevalg med færre insektbestøvede afgrøder og dermed færre føderessourcer. Alle disse faktorer er omtalt som værende af betydning for de vilde bestøvende insekter i rapporten fra IPBES (IPBES 2016). Ved økologisk landbrug er fraværet af pesticider en af de faktorer, der både direkte og indirekte kan have en gavnlig effekt på vilde bestøvende insekter. Se i øvrigt kap. 9.1.



Figur 2.1. Overblik over potentielle trusler mod vilde bestøvende insekter og bestøvning af vilde planter og afgrøder baseret på videnskabelig evidens. Pilen indikerer påvirkningsveje, som kan resultere i positive såvel som negative effekter på tæthed og diversitet af vilde bestøvende insekter. Grøn pil opad indikerer en positiv påvirkning, rød pil ned en negativ påvirkning og gul pil, der går både op og ned, indikerer, at påvirkningen kan gå begge veje (efter IPBES 2016).

Også uden for dyrkningsfladen er der forhold, der kan påvirke insekterne negativt. I den seneste EU rapport om bevaringsstatus for danske naturtyper og arter fremgår det, at tilgroning samt eutrofiering udgør væsentlige trusler mod biodiversiteten (Fredshavn et al. 2019). Både tilgroning og eutrofiering kan påvirke tilgængeligheden af blomsterplanter negativt (Carvell et al. 2006, Stevens et al. 2016, 2004). Reduktion i kvælstofdepositionen kan imidlertid, som dokumenteret af blandt andet Carvalheiro et al. (2013) og Storkey et al. (2015), føre til, at tilbagegangen i såvel plantediversitet som diversiteten af vilde bier stoppes og endda vendes. Fravær af græssende dyr fremhæves ofte som en væsentlig årsag til tilgroning (Fredshavn et al. 2019). På den anden side kan intensiv græsning også reducere såvel plantediversitet som tilgængeligheden af blomster med efterfølgende negativ påvirkning af tæthed og diversitet af bier (Davidson et al. 2020).

Andre forhold som forurening, klimaforandringer, bi-sygdomme, men også biavl kan potentielt udgøre trusler mod vilde bestøvende insekter (Figur 2.1, IPBES 2016). Hvad angår betydning af udsætning af honningbier for vilde bestøvende insekter, samt hvordan en regulering af udsætningen kan gennemføres, er behandlet grundigt i kap. 8.5.

2.1.1 Virkemidler som redskab til forbedring af forholdene for biodiversiteten

I lyset af biodiversitetskrisen har der i den fælles europæiske landbrugspolitik (CAP) gennem årene været iværksat flere såkaldte grønne elementer for at modvirke de negative virkninger af landbrug på biodiversitet. Effektiviteten af disse virkemidler i forhold til at stoppe tab af og fremme biodiversitet har dog været variabel (Kleijn et al. 2006, Berendse et al. 2004) og til en vis grad afhængig af landskabsheterogenitet, idet virkemidler, der sigter mod at opretholde og/eller forbedre landskabsheterogenitet, generelt har været mest effektive til at sikre/fremme af biodiversitet (Concepción et al. 2008).

Hollandske virkemidler designet til at fremme plantediversitet eller tæthed af fugle har haft positive sideeffekter på diversiteten af bier og svirrefluer uanset landskabstype (Kleijn et al. 2004). Schweiziske virkemidler, der var designet til at opretholde og øge artsrigdommen i græsland, påvirkede diversitet af karplanter, græshopper og vilde bier signifikant og positivt, mens de ikke havde nogen virkning på edderkopper (Knop et al. 2006). Generelt har virkemidler, der forbedrer diversiteten af blomstrende planter, vist sig mest effektive til at forbedre forholdene for vilde bestøvende insekter (Austin et al. 2015, Carvell et al. 2015, Blaauw & Isaacs 2014, Kleijn et al. 2004). Tilsvarende har økologisk jordbrug haft en gavnlig effekt på tilgængelighed og blomstring af fødeplanter for vilde bestøvende insekter (Henriksen & Langer 2013, Boutin et al. 2014) og dermed via kaskadeeffekter tæthed og/eller diversitet af vilde bestøvende insekter (Kennedy et al. 2013, Kremen & Miles 2012, Dupont et al. 2018). Garratt et al. 2017 konkluderer, at man for at understøtte en bred vifte af vilde bestøvende insekter i landbrugslandskaber skal beskytte hegn og andre semi-naturlige levesteder, og at disse bør indeholde en mangfoldighed af træer, buske og urter for at sikre tilgængelighed af føde det meste af året. Ved brug af forskellige virkemidler vil det således være muligt dels at forbedre tilgængeligheden af føderessourcer, sikre eller øge antallet af levesteder samt reducere påvirkningen af levestederne fra pesticider og næringsstoffer.

I den danske implementering af virkemidler har biodiversitet generelt været betragtet som en sideeffekt i forhold til regulering af fx næringsstofudledninger, jf Andersen et al. (2020) og Eriksen et al. (2020). Med virkemiddelkataloget "Biodiversitetsvirkemidler på danske landbrugs- og skovrejsningsarealer" (Dalgaard et al. 2020) blev der imidlertid sat fokus på virkemidler, der direkte sigtede mod at forbedre biodiversitet, og hvorledes eksisterende virkemidler kunne implementeres, således at biodiversitetseffekten blev større. I nærværende rapport vil fokus være på, hvorledes forskellige eksisterende og mulige fremtidige virkemidler påvirker vilde bestøvende insekter, ligesom vi vil vurdere, om den eksisterende praksis kan forbedres med henblik på bedst muligt at understøtte vilde bestøvende insekter. Da vilde bestøvende insekter, som det vil fremgå af kapitel 3, stiller mange, varierede, og i nogle tilfælde meget specifikke, krav til levestedet, har vi udformet et paradigme for vurderingerne af virkemidlerne, se i øvrigt kap. 5.

2.2 Vilde bier i Danmark

Fra Danmark kender vi knap 300 forskellige arter af bier (Madsen et al. 2018, Madsen 2019). Overordnet inddeles bierne efter graden af social organisering i enlige eller solitære bier, humlebier samt honningbier. Slægtsskabet blandt bierne er ofte bestemmende for en række fælles træk, herunder om bierne er redebyggende, eller om de er redeparasitter (kleptoparasitter), der udnytter og eventuelt overtager reder fra andre bier; og om de er fødespecialister, der

kun indsamler pollen på få planteslægter (oligolekti), eller fødegeneralister med mange forskellige fødeplanter (polylekti). I kapitel 3.2 og 3.3 beskrives biernes krav til levestedsressourcer for humlebier hhv. enlige bier.

2.3 Sommerfugle i Danmark

Sommerfugle tilhører insektordenen Lepidoptera, som inkluderer både det, vi i normal tale kalder dagsommerfugle, natsværmere (natsommerfugle) og småsommerfugle. Ordenen indeholder omkring 2500 arter i Danmark (Top-Jensen & Fibiger 2009). Heraf tilhører ca. 1500 arter gruppen småsommerfugle, som i daglig tale omtales som møl. Af de resterende ca. 1000 arter er hovedparten (over 900) nataktive og sættes derfor i gruppen natsværmere, der ikke er en taksonomisk gruppe, men derimod blot en betegnelse for de nataktive arter. Der kan forekomme godt 100 dagaktive sommerfugle i Danmark, disse betegnes dagsommerfugle, hvilket ligeledes ikke er en taksonomisk gruppe, men dækker over arter, der er dagaktive og har lange kølleformede antenner. Der findes nogle få natsommerfugle, som også er dagaktive. Disse arter kaldes dagaktive natsværmere. I rapporten er fokus på dagsommerfuglene. Rødlisten angiver 113 arter, men det fremgår, at en tredjedel (34%) af arterne optræder tilfældigt eller er under etablering, og at det har været muligt at rødlistevurdere 75 af de 113 dagsommerfuglearter (Tabel 2.1, Helsing 2019). I kapitel 3.4 er dagsommerfuglenes krav til levestedsressourcer beskrevet.

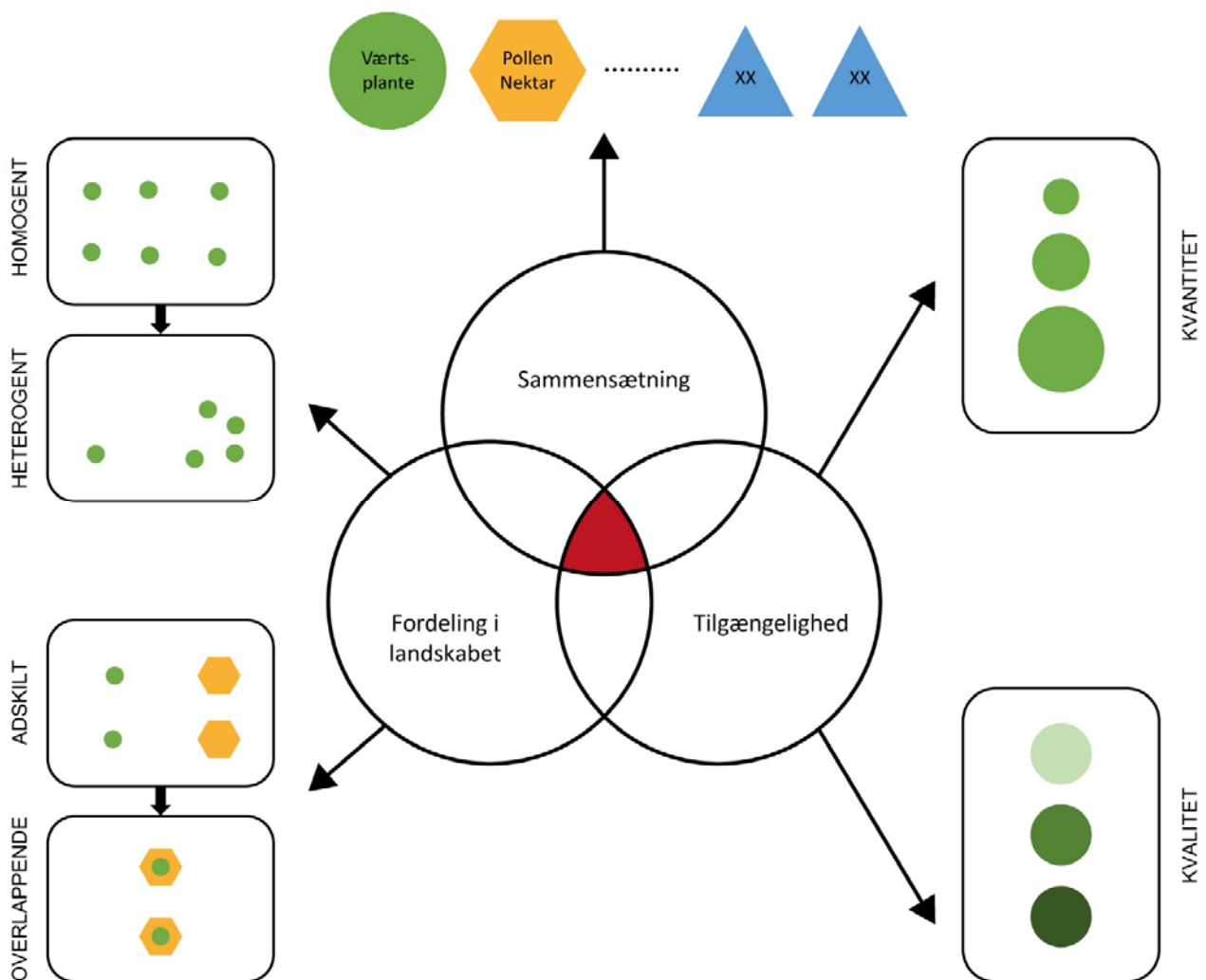
2.4 Svirrefluer i Danmark

Svirrefluer (Syrphidae) er en insektfamilie, som tilhører ordenen tovinger (Diptera), som inkluderer fluer, myg og stankelben. Der findes ifølge Torp (1994) 270 arter svirrefluer i Danmark, mens Naturbasen (2020) nævner 280 arter, den danske rødliste nævner 295 arter (Bygebjerg 2019), og DanBIF (2020) nævner 297 arter. I rapporten følger vi den danske rødliste, idet vi også vil inddrage information om arternes status. I kapitel 3.5 er svirrefluernes krav til levestedsressourcer beskrevet.

3 Ressourcehabitat

3.1 Beskrivelse af ressourcehabitatkonceptet

Ressourcehabitatkonceptet baserer sig på tanken om, at dyrearter i forskellige landskaber ofte er afhængige af flere forskellige ressourcer gennem deres livscyklus, og at tilstedeværelsen af disse spiller en essentiel rolle for, hvorvidt en art kan forekomme, trives og reproducere sig i et givet område. For mange arter er det afgørende, at ressourcerne overlapper i tid såvel som rum, og ressourcehabitatkonceptet opererer med følgende tre integrerede komponenter: sammensætning, fordeling i landskabet og tilgængelighed (se Figur 3.1).

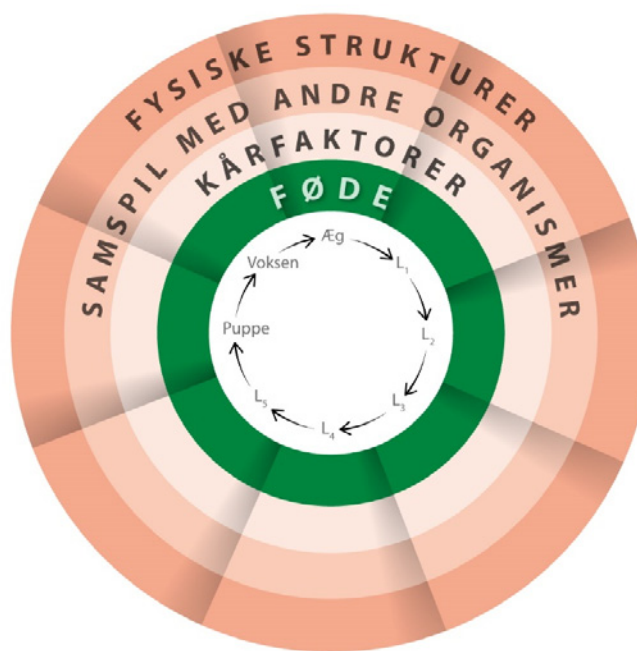


Figur 3.1. Illustration af ressourcehabitatet og betydningen af sammensætning, fordeling i landskabet og tilgængelighed. Habitatatressourcer kan bestå af fx værtsplanter, pollen og nektar, redesteder eller andet angivet som XX. En arts funktionelle habitat (vist med rødt) er der, hvor alle en given arts krav til resourcesammensætning, fordeling i landskabet og tilgængelighed er opfyldt. Efter Turlure et al. (2019).

Overlappet imellem de tre komponenter, sammensætning, fordeling i landskabet og tilgængelighed, som er fremhævet med rødt på Figur 3.1, definerer en arts funktionelle habitat, og enhver forskydning heri kan have konsekvenser for artens fitness og adfærd og dermed for populationens størrelse samt udbredelse (Turlure et al. 2019).

Ressourcebehovet kan beskrives ved fire forskellige forhold: føde, kårfaktorer, samspil med andre organismer og fysiske strukturer (Figur 3.2). For mange insekter er fødebehovet den/de ressource(r), som er mest velundersøgt, men ofte kun den føde arten skal bruge i dele af sin livscyklus (fx biers behov for blomster). Mange undersøgelser er kvalitative, og estimater af fødetilgængelighed, eksempelvis blomsternes tætheder og dækning, er sjældne. Kårfaktorer betegner de abiotiske forhold, som skal være opfyldt, for at en art kan leve i habitatet. Det omfatter forhold såsom fugtighed, pH, og temperatur mv. Samspillet med andre organismer kan fx være symbiotisk, parasitisk eller mutualistisk. En del bier er redeparasitter, ligesom svirrefluer tilhørende slægten *Volucella*, hvor de i den voksne fase fouragerer på blomsterressourcer, mens de i den juvenile fase lever i rederne hos andre insekter (typisk bier, men også nogle arter af fluer, biller m. fl.). Her lever de af værtens føderessourcer eller direkte af værtens egne larver. Derved udgør nogle bestøvende insekter en føderessource for andre bestøvende insekter. I andre tilfælde, som eksempelvis nogle arter af dagsommerfugle i blåfuglefamilien, er symbiosen mutualistisk. Her udnytter den nøgne og ubeskyttede blåfuglelarve myrernes ”safety in numbers” strategi som beskyttelse mod fx rovdyr ved at udskille feromoner, som lokker myrerne til at passe på sig. Det sker i bytte mod diverse ”ydelser”, såsom protein- og sukkersekreter, som blåfuglelarven udskiller. Endelig vil de fysiske strukturer også spille en vigtig rolle for habitatets egnethed som levested for en given art. Dette kan eksempelvis være et krat til skjul og læ for sommerfugle, overvintringssteder, jord til at bygge rede i, varme sten til at sole på samt materiale til at bygge reden af (Kjær et al. 2020).

Figur 3.2. Skematisk præsentation af livscyklus og ressourcebehov hos insekter. Antallet af larve-/nymfestadier kan variere mellem arter. Den inderste grønne cirkel angiver fødebehov i de enkelte stadier, næste cirkel de kårfaktorer, som er nødvendige for at en given art kan gennemføre livscyklus. Herefter er samspil med andre organismer, der udgør en nødvendig ressource, vist, og yderst ses de fysiske strukturer, der kan være nødvendige for en art, eksempelvis hulheder, der kan huse reden (fra Kjær et al. 2020).



Ressourcebehovet for hver faktor varierer ofte afhængigt af livsstadie, og for nogle arter er fx afstanden mellem ressourcerne altafgørende. Det gælder bl.a. bier, som tilhører det, man kalder ’central place foragers’, hvilket beskriver det forhold, at fødesøgning og anden aktivitet foregår med et bestemt udgangspunkt. For bier er det reden, der er centrum for aktiviteterne, og fødesøgningsafstanden beskriver den afstand, der maksimalt kan være mellem reden og de fødeplanter, som bierne er afhængige af. Svirrefluer derimod bevæger sig ofte gennem habitatet i deres fødesøgning og vender ikke tilbage til

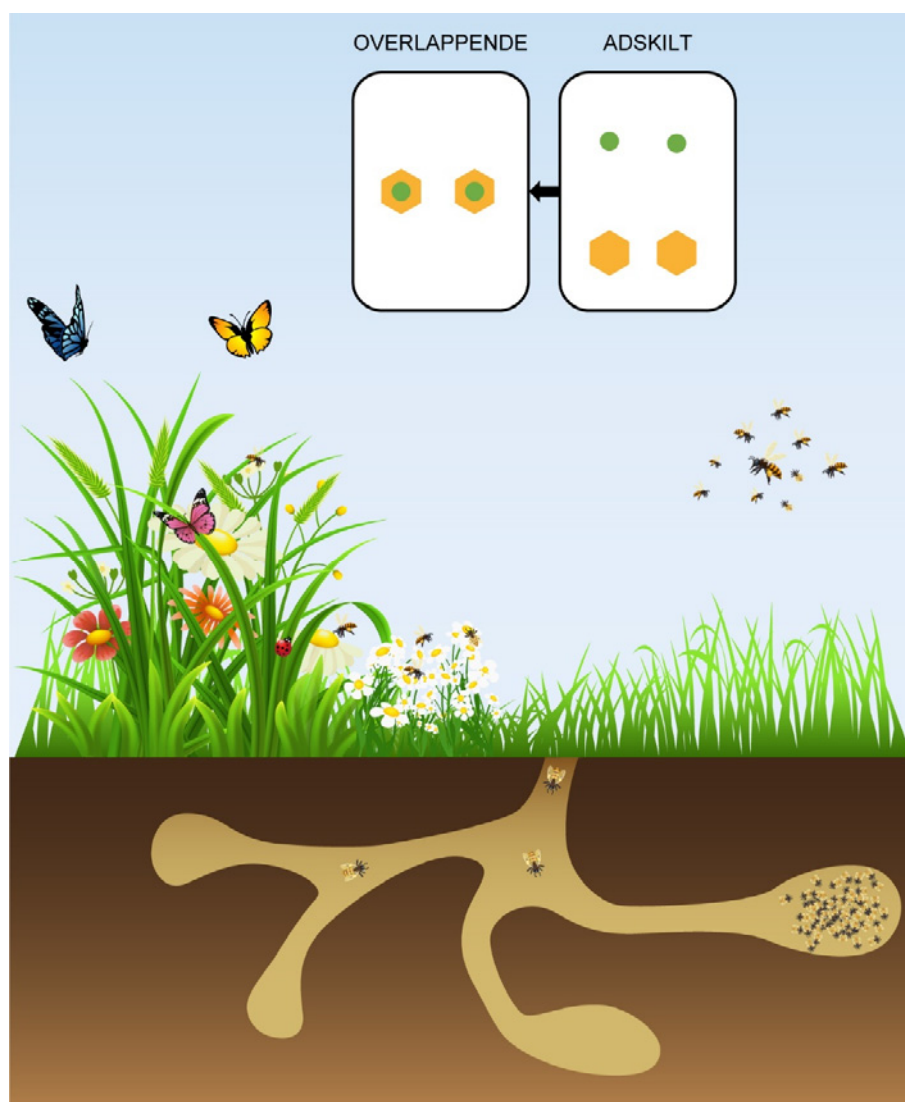
et særligt udgangspunkt. Inden for dagsommerfuglene varierer det meget imellem de forskellige arter, i hvor høj grad ressourcerne skal befinde sig i nærhed til hinanden, da de voksne individer hos nogle arter bevæger sig langt i deres søgen efter føde, hvorimod andre er mere stedbundne. Dette kan skyldes, at der skal være overlap mellem de forskellige føderessourcer, arterne bruger på forskellige udviklingstrin, eller at arternes flyvefærdighed er begrænset af vind eller landskabsstrukturer, såsom træer, bakketoppe eller store ensartede arealer uden de rette ressourcer. Begge dele gør sig eksempelvis gældende hos ensian-blåfugl, hvor betingelsen for at myrerne finder og derved adopterer larven er, at de kan opfange de feromoner, den udskiller. Dens ressourcehabitat er således et forskelligartet landskab med våde partier til værtsplanten (klokkeensian) og tørre partier i umiddelbar nærhed til værtsmyren (almindelig eller korttornet stikmyre). Fælles for alle grupper af vilde bestøvende insekter, som behandles i rapporten, gælder, at føderessourcerne skal være til stede i habitatet i tilstrækkelig stor tæthed og udbredelse til at understøtte en levedygtig population gennem hele livscyklus.

Ressourcehabitatkonceptet adskiller sig fra etablerede nichebegreber, da det i højere grad tager udgangspunkt i arternes samlede behov gennem hele livscyklus, og ved udvikling af metoder til registrering af ressourcehabitatet vil nogle af problemerne, der opstår, når man forvalter efter arternes behov til udvalgte ressourcer eller i dele af livscyklus kan undgås. Eksempelvis ser man ved vurderingen af virkemidler ofte udelukkende på tilstedeværelsen af føderessourcer fx blomster, og 'glemmer', at blomsterressourcen kun er til gavn for mange bestøvende insekter, hvis insekternes øvrige krav til levestedet også er opfyldt. Behov i de forskellige faser af insekternes livscyklus (fx fødesøgning, redebygning, parring og overvintring) kan i princippet godt opfyldes af forskellige rumligt adskilte, såkaldt partielle habitater (efter Westrich 1990a), men i så fald skal alle ressourcerne være inden for insekternes fødesøgningsafstand, se Figur 3.3.

3.2 Ressourcehabitat for humlebier

Den danske humlebifauna omfatter i alt 29 arter, af disse er 21 arter kolonidannende, mens 8 arter lever som redesnyltere hos kolonidannende humlebier (Dupont & Madsen 2010). De redebyggende humlebiarter inddeles ofte funktionelt i to grupper baseret på tungelængde, i langtungede arter hhv. korttungede arter (Tabel 5.1, side 38). Alle humlebier er rødlistevurderet i den nye danske rødliste (tabel 3.1, Madsen 2019): Fire arter er regionalt uddøde (RE), en art er kritisk truet (CR), tre arter er truede (EN), og tre arter er næsten truede (Madsen 2019). Syv arter, mørk og lys jordhumle, stenumle, lille skovhumle, agerhumle og havehumle (*Bombus terrestris*, *B. lucorum*, *B. lapidarius*, *B. pratorum*, *B. pascuorum*, *B. hypnorum*, *B. hortorum*) er almindelige og udbredt over hele landet, mens de resterende ikke truede arter (LC) er sjældnere og/eller forekommer lokalt (Dupont & Madsen 2010). For alle rødlistede arter angives tab af levesteder samt mangel på blomsterressourcer som de væsentligste trusler mod arterne (Madsen 2019).

Figur 3.3. Illustration af ressourcehabitater, der rummer alle de for en art nødvendige ressourcer, for at den kan gennemføre hele livscyklus (værtsplanter, blomster, redesteder, overvintringssteder, parringssteder). Alle ressourcer kan findes enten inden for det samme habitat eller tæt på hinanden eller de kan findes i forskellige adskilte habitater, såkaldte partielle habitater



Tabel 3.1. Rødlistevurdering af humlebier i Danmark (Madsen 2019) med angivelse af antal arter, der er regionalt uddøde (RE), kritisk truede (CR), truede (EN), sårbare (VU), næsten truede (NT) og livskraftige (LC). Regionalt uddøde samt truede arter, der kan forekomme i agerlandet, er nævnt i højre kolonne.

Rødlistekategori	Antal arter	Arter, som kan forekomme i agerlandet
Regionalt uddøde (RE)	4	frugthumle (<i>B. pomorum</i>) og felthumle (<i>B. ruderatus</i>)
Kritisk truede (CR)	1	kløverhumle (<i>B. distinguendus</i>)
Truede (EN)	3	skovhumle (<i>B. sylvarum</i>), enghumle (<i>B. veteranus</i>) og havesnyltehumle (<i>B. barbutellus</i>)
Sårbare (VU)	0	
Næsten truede (NT)	3	
Livskraftige (LC)	18	

3.2.1 Livscyklus og partielle habitater

Humlebier er sociale. En koloni etableres af en befrugtet hun, dronningen, som indsamler føde, bygger rede, lægger æg og udruger og passer ynglen, og hun fungerer således i koloniens opstartsfase som en enlig bi (Michener 2007). Det første kuld afkom, som klækkes, er sterile hunner, arbejdere, som hjælper med og efterhånden overtager fødesøgning og opfostring af ynglen, mens dronningen helliger sig æglægningen. Kolonien vokser og udbygges, efterhånden som nye arbejdere klækkes, indtil den når den reproduktive fase, hvorefter kolonien skifter til at producere kønnede individer, dvs. hanner og

nye dronninger (switching phase, Duchateau & Velthuis 1988). Hannerne forlader efter få dage boet, hvorefter de søger mager i landskabet. De nye dronninger er en tid stadig tilknyttet boet, mens de søger blomsterføde (pollen og nektar) for at opbygge et fedtlegeme, som bruges som vinterproviant (Goulson 2003). Herefter graver de nye dronninger sig ned på et overvintringssted. Man kender ikke meget til overvintringssteder, men overvintrende dronninger er især fundet på tørre, skyggefulde nordvestvendte skråninger, jord- og stendiger samt skovbunde (Skovgaard 1943, Alford 1969).

Blandt de redebyggende humlebier kan der opstå mangel på redesteder, hvilket kan føre til, at en allerede etableret dronning fortrænges fra sin rede af en anden dronning af samme art eller en anden art (Alford 1975). Nogen arter af humlebier, snyltehumlerne (underslægt *Psithyrus*), lever udelukkende som redesnyltere. Snylterhumler bygger ikke rede og har ikke en arbejderkaste, men den parrede hun trænger ind i reden hos en redebyggende humlebi og fortrænger dronningen. Herefter udnytter hun værtens arbejdere til at opfostre sit eget afkom. Snyltehumlernes livscyklus er derfor nært knyttet til de redebyggende humlebiers livscyklus (Goulson 2003).

For at humlebier kan gennemføre alle faser af deres livscyklus, skal ressourcehabitatet indeholde tilstrækkeligt med redesteder og fødeplanter samt egnede steder til parring og overvintring. Behov i de forskellige faser (fødesøgning, redebygning, parring og overvintring) kan i princippet godt opfyldes af forskellige partielle habitater (Figur 3.1; 3.3, Westrich 1990a, 2018), men skal være inden for biernes flyveafstand (se kapitel 3.2.6 om biernes fourageringsafstand).

3.2.2 Redehabitater

De redebyggende humlebiarter opdeles groft i arter med overjordiske hhv. underjordiske boer. Arter med underjordiske boer er de mest almindeligt forekommende arter, og tæller bl.a. lys og mørk jordhumle, stenhumle og havehumle.

Humlebier graver ikke deres rede selv. Underjordiske boer findes oftest i forladte musereder, og forekomst og tæthed af musereder er derfor af stor betydning for forekomsten af humlebiarter med underjordiske reder. Langt de fleste mus og smågnavere, der lever i landbrugslandet, har deres reder uden for dyrkningsfladen; kun skovmus (*Apodemus sylvaticus*) forekommer hyppigere på marker end i naturlige og semi-naturlige habitater. Muserederne forekommer dog sjældent på omdriftsarealet, men er langt hyppigere i ældre græsmarker med græstuer og heterogen struktur (Andersen et al. 2014). Overjordiske reder findes oftest, hvor vegetationen er tæt tuet, eller hvor jordoverfladen er mosdækket. Enkelte arter, som fx hushumle, har gerne deres reder højt over jorden og udnytter gerne fuglekasser som redested.

To undersøgelser, en dansk (Skovgaard 1943) og en engelsk (Osborne et al. 2008), har opgjort tætheder af humlebireder. Der er generelt god overensstemmelse mellem fundsteder i de to undersøgelser, der er dog generelt fundet en højere tæthed af reder i den engelske i forhold til den danske undersøgelse (Tabel 3.1), hvilket kan skyldes forskellige undersøgelsesmetoder. Humlebi-reder findes især i udyrkede områder, særligt i levende hegn, markkanter, skovkanter, jorrdiger, og i lidt mindre grad på enge, overdrev og græsmarker. Desuden er der fundet en høj tæthed af humlebireder i haver.

I undersøgelsen af Skovgaard (1943) var 27% af de fundne reder overjordiske. Underjordiske boer er ca. dobbelt så store som overjordiske (Skovgaard 1943).

Tabel 3.1. Biotopafhængig tæthed af reder fundet i undersøgelser af henholdsvis Skovgaard (1943) i Danmark og Osborne et al. (2008) i England.

Habitat	Redetæthed (pr. ha)	
	Skovgaard 1943	Osborne et al. 2008
Levende hegn	-	29,5
Skovkant	-	19,9
Markkant	-	37,2
Vejrabat	2,5	-
Jorddiger	28,0	-
Dæmningsvold	15,0	-
Skov	0,1-1,0	10,8
Græsmark og overdrev	0,75-8,0	11,4-14,6
Have	11,3	35,9

Der er artsspecifikke forskelle på foretrukne redesteder (Skovgaard 1943, Osborne et al. 2008). Ved hjælp af genetiske markører (mikrosatelitter) er der for fire almindelige arter i engelsk landbrugsland estimeret redetætheder på 67.8/km² (varierende mellem 52.5 og 76.9) for agerhumle, 28.7/km² (varierende mellem 26.6 og 30.7) for mørk jordhumle, 117.2/km² (varierende mellem 114.2 og 126.3) for stenhumle og 26.1/km² (varierende mellem 22.6 og 29.9) for lille skovhumle (Knight et al. 2005).

3.2.3 Kolonistørrelse og tæthed af humlebie i felten

Individmæssigt udgøres størstedelen af humlebi populationen af de redebyggende arter, da disse producerer mange arbejdere. Snyltehumler er langt mindre talrige, dels fordi de ikke producerer arbejdere, dels fordi antallet af snylttere er bestemt af antallet af værter (Goulson 2003). I engelsk agerland identificerede Dicks et al. (2015) tre redebyggende humlebiarter, som antalsmæssigt dominerer: mørk jordhumle, stenhumle og agerhumle. I det følgende antages det, at denne observation kan overføres til et gennemsnitligt dansk landbrugsland. Det må dog antages, at tætheden af humlebireder samt størrelsen af kolonier er påvirket af tilgængelige ressourcer, hvilket varierer mellem landskaber (Lonsdorf et al. 2009).

Der er artsspecifikke forskelle i, hvor store kolonierne bliver. Hos jordhumle kan kolonierne være så store som 400 bier, hos stenhumle 300 bier, mens agerhumles kolonier maksimalt bliver 100-200 bier, ofte færre (Benton 2006).

Der er dog stor variation i kolonistørrelse inden for hver art. I en nylig undersøgelse i England, hvor udviklingen af kolonier af mørk jordhumle blev undersøgt i forskellige landskaber, blev det fundet, at kolonierne i gennemsnit toppede ved 20 individer i landbrugsland, men ved 50-60 individer i byområder (Samuelson et al. 2018). Der er derfor stor variation i størrelsen på kolonier hos mørk jordhumle under feltforhold, hvor størrelser på 20-400 bier/koloni er rapporteret.

Bruges kolonitæthedsestimaterne fra Knight et al. (2005) (afsnit 3.2.2) på 29 kolonier/km² for mørk jordhumle, 68 kolonier/km² for agerhumle og 117 kolonier/km² for stenhumle, resulterer det i estimerede humlebitætheder på 4280 bier/km² (ved et gennemsnit på 20 bier/koloni) til 49550 bier/km² (ved maksimum kolonistørrelser på 400, 300 og 150 for hhv. mørk jordhumle, stenhumle og agerhumle).

3.2.4 Fødebehov

På grund af opbygningen af kolonier har humlebier generelt en længere aktivitetsperiode og behov for større mængder af nektar og pollen end enlige bier. Kun få undersøgelser har estimeret nektar og pollenbehov pr. humlebikoloni. Resourcebehov afhænger dog af antallet af bier pr. koloni (Rotheray et al. 2017).

Den enkelte humlebikolonis levetid varierer, som det fremgår neden for. For mørk jordhumle angives en gennemsnitlig levetid for kolonier på 2,5 måned (Samuelson et al. 2018, Holland & Bourke 2015, Lopez-Vaamonde 2009), men flyveperioderne på populationsniveau er længere. Mørk og lys jordhumle er registreret fra marts til oktober, mens visse langtungede arter, som fx jordboende humle, moshumle og foranderlig humle, først kommer frem i maj (Rasmussen et al. 2016). Humlebier har behov for en kontinuerlig forekomst af blomsterressourcer gennem sæsonen og ikke udelukkende en masseblomstrende afgrøde eller vild plante, der har en kort og måske intens blomstring. En periode på bare nogle få dage uden tilstrækkelige ressourcer kan være fatal for en koloni, idet humlebier kun opbevarer meget begrænsede sukkerholdige reserver (Dornhaus & Chittka 2005).

Humlebier er generalister og udnytter mange arter af vilde planter såvel som blomstrende afgrøder og haveplanter (Carvell et al. 2006). De foretrækker dog visse planter frem for andre, og nogle blomster bruges primært som kilde til nektar, mens andre især bruges som pollenkilde (Goulson 2005, Carvell et al. 2006). Langtungede humlebiarter er særligt knyttet til blomster fra ærteblomstfamilien (Goulson 2005). Generelt er tætheden af nektar- og pollenrige fødeplanter dog vigtigere for humlebieerne end plantediversitet (Williams 1989).

Dicks et al. (2015) estimerede ved at omregne pollenforbrug målt som biomasse hos kolonier af mørk jordhumle fodret med pollen i laboratoriet (Genissel et al. 2002, Ribeiro et al. 1996) et gennemsnitligt pollenforbrug på 210 til 772 mm³ pr. larve for humlebier. Forfatterne påpeger, at omregningerne er forbundet med store usikkerheder, både fordi data kun dækker én humlebiart, og fordi humlebieerne i undersøgelserne blev fodret med pollen indsamlet af honningbier, dvs. pollen, der er blandet med nektar og spyt, og vægt såvel som volumen derfor adskiller sig fra frisk pollen (Dicks et al. 2015).

En anden undersøgelse har bestemt det basale resourcebehov, hvilket udelukkende inkluderer resourceforbruget til fodring af larver, hos kolonier af mørk jordhumle i laboratoriet. Denne viste, at en jordhumlekoloni gennem en kolonicyklus har et pollenforbrug på 320-438 mg pr. individ (Rotheray et al. 2017). Undersøgelserne af Genissel et al. (2002) og Ribeiro et al. (1996), som Dicks et al.'s (2015) baserede sine estimater på, fandt et pollenbehov pr. larve mellem 357,1 og 841,5 mg.

Rotheray et al. (2017) fandt, at en laboratoriekoloni af mørk jordhumle havde et basalt behov for 935-1186 g sukker, sukkerforbruget afhænger dog af antallet af individer i kolonien, og der er en lineær sammenhæng mellem antal individer og sukkerforbrug. Ved flyvning (fødesøgning i felten) bruges, ud over basalbehovet, yderligere 0,312 g sukker pr. bi pr. dag (Timberlake et al. 2019). Kolonier af mørk jordhumle lever i gennemsnit 2,5 måneder (fra 2,1-3,2 måneder) (Samuelson et al. 2018, Holland & Bourke 2015, Lopez-Vaamonde 2009). Vi har dog ikke kendskab til levetiden af den enkelte arbejder (som må antages at være kortere end koloniens levetid), eller hvor stor en andel af arbejderne, som er involveret i fødeindsamling og dermed flyvning. Men der må påregnes et sukkerforbrug til flyvning ud over basalbehovet. Antages et

groft estimat på det basale sukkerforbrug på 1 kg sukker/koloni (baseret på sukkerforbruget hos mørk jordhumle i hvile, men hvor det antages at kolonier af jordhumle samt andre arter i felten er mindre end i laboratoriet), og bruges estimerne af kolonitætheder fra Knight et al. (2005) (se tidligere afsnit) på gennemsnitligt 29 kolonier/km² for mørk jordhumle, 68 kolonier/km² for agerhumle og 117 kolonier/km² for stenhumle i landbrugsland, bliver sukkerbehovet for de tre arter af humlebier 214 kg/km² (se Boks 3.1 for beregninger). Disse estimer er dog forbundet med stor usikkerhed grundet betydelig variation i størrelsen af kolonier inden for og mellem arter. Endvidere påvirkes kolonistørrelse og ressourceforbrug af parasiteringsgrad (Rotheray et al. 2017, samt afsnit 3.2.3).

Boks 3.1. Beregninger af humlebiers ressourcebehov

Sukkerbehov pr. koloni

Rotheray et al. (2017) har beregnet ressourcebehovet for jordhumlekolonier i laboratoriet. Dronninger havde behov for $41,65 \pm 10,67$ g sukker for at grundlægge en koloni med fem arbejdere. Ved yderligere koloniudvikling var sukkerbehovet positivt korreleret med antallet af arbejdere i kolonien. Laboratoriekolonier, som blev fodret ad libitum med pollen og nektar, producerede $142 \pm 68,26$ (gennemsnit $\pm$ SD) arbejdere og $244 \pm 84,97$ hanner og brugte $934,76 \pm 196,9$ g sukker i løbet af 12 uger (Rotheray et al. 2017). Yderligere sukkerbehov må forventes i felten til fødesøgning/flyvning (0,312 mg/bi/dag, Timberlake et al. (2019) samt opvarmning af yngel, hvilket ikke indgår i beregninger af ressourceforbrug i laboratoriet. Det er dog ikke alle arbejdere, som deltager i fødesøgningen, og størrelsen af kolonier i felten er ofte mindre end i laboratoriet (se kolonistørrelser herunder). Derfor bruges i det følgende et groft estimat på 1 kg sukker per koloni.

Pollenbehov pr. koloni

I laboratorieundersøgelsen af Rotheray et al. (2017) brugte feltindsamlede dronninger af jordhumle $4,78 \pm 1,18$ g pollen ($= 0,827 \pm 0,20$ g protein) for at grundlægge en koloni med fem arbejdere. Ved yderligere koloniudvikling var pollenbehov positivt korreleret med antallet af arbejdere i kolonien. Gennemsnitskolonier (se ovenfor) brugte i gennemsnit $176,29 \pm 24,09$ g pollen (indsamlet fra honningbier) (Rotheray et al. 2017). Kolonier i felten forventes generelt at være mindre end kolonier i laboratoriet.

Kolonistørrelse

I felten varierer størrelsen af jordhumlekolonier betydeligt. I en engelsk undersøgelse var kolonier af mørk jordhumle ved klimaks i gennemsnit 20 individer i landbrugsland, men 50-60 individer i byområder (Samuelson et al. 2018). Kolonistørrelser varierer endvidere mellem arter. Kolonier af jordhumle kan blive op til 400 individer, mens kolonier af stenhumle kan blive op til 300 og agerhumle op til 100-200 (Benton et al. 2006).

Kolonitætheder på 29 kolonier/km² for mørk jordhumle, 68 kolonier/km² for agerhumle og 117 kolonier/km² for stenhumle (i alt 214 kolonier/km²) er fundet i et typisk landbrugsland i England (Knight et al. 2005).

Ressourcebehov under feltforhold

Sukkerbehov for humlebier omfatter basalt behov, forbrug ved flyvning samt forbrug ved rugning. Bruges det grove estimat herover på 1 kg pr. koloni, og ekstrapoleres estimatet til at omfatte andre humlebiarter end jordhumle, estimeres et samlet forbrug på 214 kg sukker/km². Pollenbehov omfatter pollen konsumeret af den æglæggende dronning samt foder til opfostring af afkom. Bruges estimatet på ca 180 g pollen per koloni (se herover), og ekstrapoleres dette estimat til alle arter af humlebier, estimeres et samlet forbrug på 38,5 kg pollen/km², antaget samme redetæthed som i Knight et al. (2005).

3.2.5 Parringshabitater

Hos de fleste humlebiarter sker parring kun en enkelt gang (Estoup et al. 1995, Schmid-Hempel & Schmid-Hempel 2000). Hos mange humlebiarter patruljerer hannerne efter en fast rute, som de afsøger for dronninger. Ruten afmærkes om morgenen eller efter regn af den enkelte han, ved at objekter på flyveruten (fx sten, træstammer, hegnspæle eller lignende, men som regel ikke blomster) afmærkes med feromoner (Alford 1975). Forskelle mellem arterne i feromoner, habitatpræference og flyvehøjde bidrager antageligt til at adskille arter, som lever i samme område (Goulson 2003).

3.2.6 Fourageringsafstand

Når reden er etableret, søger humlebier, ligesom andre redebyggende bier, føde med udgangspunkt i redens placering (central place foraging). Dette omfatter ikke dronningernes fødesøgning før redeetablering i starten af kolonicyklus samt spredningsafstande af nye dronninger i forbindelse med overvintring sidst i kolonicyklus.

Ved vurdering af humlebiers ressourcehabitat er fourageringsafstanden fra reden en vigtig faktor at tage i betragtning, da denne afstand afgrænser det landskab, hvor alle partielle habitater og ressourcebehov bør være opfyldt, inklusiv den rumlige og tidsmæssige variation i forekomst af blomsterressourcer i landskabet (Devoto et al. 2014).

Humlebier er i stand til at finde tilbage til deres rede på store afstande, eksempelvis er mørk jordhumle observeret at finde hjem fra en afstand af 10 km (Goulson & Stout 2001), og dronninger af agerhumle og stenhumle er estimeret at flyve 3 hhv. 5 km inden redeetablering i foråret (Lepais et al. 2010). Humlebiers flyveafstand er undersøgt ved flere forskellige metoder, herunder fangstfangst, genetisk analyse med mikrosatelitter og elektronisk mærkning med passive eller aktive mærker (for uddybning se Dupont et al. 2013). I forskellige undersøgelser er mørk jordhumle målt til at flyve ned til 0,3 km (ved fangstfangst, Dramstad 1996) og op til 2,5 km (ved elektronisk mærkning, Hagen et al. 2011). Der er derfor stor spredning på de målte afstande.

Gennemsnitlige fourageringsafstande fra reden er dog væsentlig kortere end oven for omtalte flyveafstande. Der er desuden interspecifikke forskelle i gennemsnitlig fødesøgningsafstande. Mens mørk jordhumle generelt anses for at flyve langt, er andre arter, bl.a. agerhumle, en såkaldt "doorstep feeder", der flyver kort. Ved genetisk analyse med mikrosatelitter er den maksimale fourageringsafstand for fire humlebiarter estimeret til 449 m for agerhumle, 450 m for stenhumle, 674 m for lille skovhumle og 758 m for mørk jordhumle (Knight et al. 2005). Den gennemsnitlige fourageringsafstand for en koloni afhænger dog af forekomsten af føderessourcer og aftager med andelen af tilgængeligt fødehabitat (Carvell et al. 2012).

3.3 Ressourcehabitat for enlige bier

Blandt de enlige bier findes fødegeneralister, pollenspecialister og redeparasitter (Tabel 3.2). Pollenspecialister, der udgør 25 % af arterne, kan kun udnytte pollen fra et begrænset udvalg af planter. Blandt pollenspecialisterne er mange arter specialister på plantearter tilhørende en bestemt familie, fx kurvblomstfamilien (Asteraceae), ofte gule kurvblomster, klokkeblomstfamilien (Campanulaceae), ærteblomstfamilien (Fabaceae) eller læbeblomstfamilien

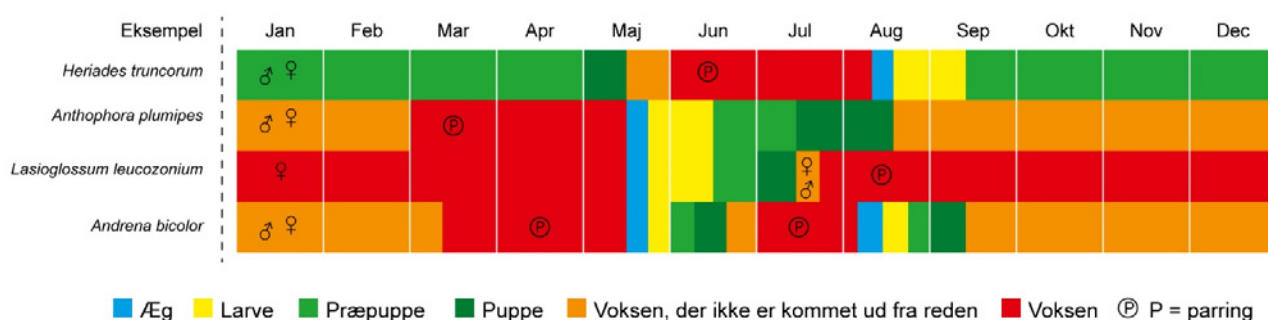
Tabel 3.2. Oversigt over danske familier og slægter af enlige bier. For hver slægt er angivet: antallet af arter kendt fra Danmark, antal arter fordelt på levevis (parasitisk, oligolektisk (specialist), polylektisk (generalist)), antal arter, der anlægger rede i hhv. jorden, over jorden eller frit, tørvægt (mg) for hunbi (gennemsnit $\pm$ s.d.) beregnet ud fra intertegulær afstanden, gennemsnitlig volumen af en yngelcelle (mm³) og gennemsnitlig redevolumen (baseret på 6,5 yngelceller i en rede). Tabellen er baseret på Westrich (1990a,b, 2018), Falk & Lewington 2015, Scheuchl & Willner 2016 samt Rasmussen, upublicerede data

Dansk navn	Slægt	Arter	Para- sitisk	Oligo- lekti	Poly- lekti	Jord- boende	Over jord	Frit-byg- gende	Gennem- snit tør- vægt, hun [mg]	Gennemsnit- lig volumen af yngelcelle [mm ³]	Rede-vo- lumen [mm ³]
Kortungebier (Colletidae)											
silkebier	<i>Colletes</i>	9		7	2	9			24 $\pm$ 11	40	260
maskebier	<i>Hylaeus</i>	19		2	17		19		4 $\pm$ 2	9	59
Gravebier, (Andrenidae)											
jordbier	<i>Andrena</i>	63		25	38	63			15 $\pm$ 8	28	182
strithårsbier	<i>Panurgus</i>	2		2		2			12 $\pm$ 7	23	150
Vejbier, (Halictidae)											
glansbier	<i>Dufourea</i>	4		4		4			5 $\pm$ 2	9	59
vejbier	<i>Halictus</i>	8			8	8			13 $\pm$ 10	23	150
smalbier	<i>Lasioglossum</i>	31		1	30	31			6 $\pm$ 4	11	72
skægbier	<i>Rophites</i>	1		1		1			11 $\pm$ 0	22	143
blodbier	<i>Sphecodes</i>	17	17						5 $\pm$ 4	9	59
Sommerbier, (Melittidae)											
buksebie	<i>Dasypoda</i>	2		2		2			35 $\pm$ 6	61	397
oliebie	<i>Macropis</i>	2		2		2			18 $\pm$ 1	33	215
høstbie	<i>Melitta</i>	4		4		4			21 $\pm$ 3	40	260
Bugsamlerbier, (Megachilidae)											
krukkebie	<i>Anthidiellum</i>	1			1			1	17 $\pm$ 0	32	208
uldbier	<i>Anthidium</i>	2			2	1	1		27 $\pm$ 25	43	280
saksebie	<i>Chelostoma</i>	3		3			3		5 $\pm$ 3	11	72
keglebie	<i>Coelioxys</i>	6	6						29 $\pm$ 5	50	325
hulbie	<i>Heriades</i>	1		1			1		5 $\pm$ 0	11	72
gnavebie	<i>Hoplitis</i>	4		2	2		4		12 $\pm$ 9	18	117
tornbie	<i>Hoplosmia</i>	1		1			1		9 $\pm$ 0	18	117
bladskærerbie	<i>Megachile</i>	13		2	11		13		30 $\pm$ 21	46	299
murerbie	<i>Osmia</i>	12		4	8		12		25 $\pm$ 10	43	280
panserbie	<i>Stelis</i>	5	5						10 $\pm$ 7	18	117
harpiksbier	<i>Trachusa</i>	1		1		1			29 $\pm$ 0	50	325
Langtungebier, (Apidae)											
vægbier	<i>Anthophora</i>	7		1	6	6	1		63 $\pm$ 35	92	598
perlebie	<i>Biastes</i>	1	1						11 $\pm$ 0	22	143
pragtbier	<i>Epeoloides</i>	1	1						20 $\pm$ 0	37	241
filtbie	<i>Epeolus</i>	3	3						6 $\pm$ 3	13	85
langhornsbier	<i>Eucera</i>	1		1		1			42 $\pm$ 0	69	449
sørbier	<i>Melecta</i>	2	2						34 $\pm$ 0	58	377
hvepsebie	<i>Nomada</i>	35	35						7 $\pm$ 4	13	85
tømrerbie	<i>Xylocopa</i>	1			1		1		194 $\pm$ 0	262	1703
I alt		262	70	66	126	135	56	1			
Andel			27%	25%	48%	52%	21%	0%			

(Laminaceae); men en del er mere specialiserede og benytter kun pollen fra en planteslægt fx pil (*Salix* spp.), fredløs (*Lysimachia* spp.), potentil (*Potentilla* spp.) ofte tormentil (*Potentilla erecta*) eller en sågar én art fx blåhat (*Knautia arvensis*) eller kattehal (*Lythrum salicaria*). Hvis sådanne fødespecialister skal kunne leve i et givet område, er det en forudsætning, at der findes tiltrækkelig med egnede fødeplanter, der blomstrer, inden for en relativt begrænset afstand til områder med egnede redesteder (se kapitel 3.3.3).

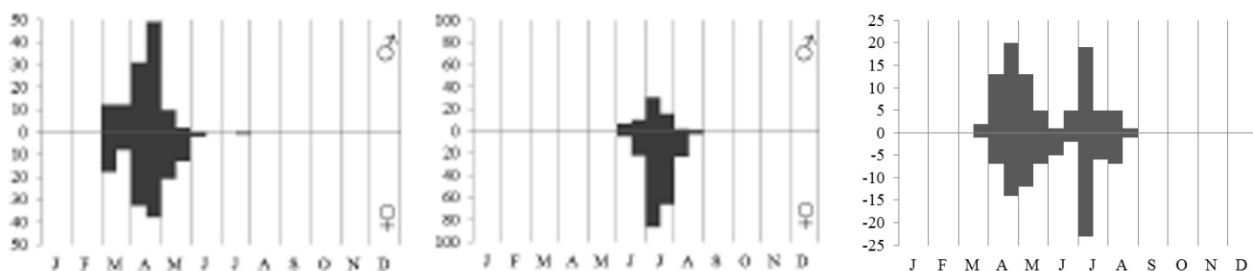
3.3.1 Livscyklus

Når hunbien har fundet et egnet redested, begynder hun indsamlingen af pollen og nektar. Det indsamlede pollen og nektar formes til en kugle, der kaldes for bibrød. I hver ynglecelle placeres en kugle bibrød, hvorefter hun lægger et æg og lukker cellen (Scheuchl and Willner 2016). Herefter følger oftest en lang periode indtil næste år, hvor larven fra ægget spiser bibrødet og enten overvintrer som larve, puppe eller voksen, inden de nye bier kan flyve ud, parre sig, og hunbierne bygge rede på ny. Mens mange af arterne overvintrer og opholder sig fra æg til voksen i reden, har andre arter to voksengenerationer i løbet af et år, hhv. den tidlige voksen generation, der lægger æg og dør, og så en ny generation senere samme år. Det er bierne fra den sidste generation, der overvintrer til næste år (Fig. 3.4).



Figur 3.4. Livscyklus for hulbi (*Heriades truncorum*), forårsvægbi (*Anthophora plumipes*), mat smalbi (*Lasioglossum leucozonium*) og tofarvet jordbi (*Andrena bicolor*). Efter Peeters et al. (2012).

Arter med to voksengeneration på et år kaldes bivoltine i modsætning til de univoltine, der kun får en årlig voksen generation på vingerne, hvilket er langt det almindeligste. Under alle omstændigheder er levetiden for en voksen bi meget kort. Perioden fra at de forlader reden, til de dør, er 16 til 28 dage, afhængigt af arten (Michener 2007, Larsson & Franzén 2007, Westrich 2018, Danforth et al. 2019). Arter, der når at få en anden generation på vingerne senere på sæsonen, har behov for både fødeplanter i foråret og midt på sommeren. En almindelig bivoltin art er gulbåndet jordbi (*Andrena flavipes*). Derudover kendes en primitiv social struktur hos flere arter af vejrbier, bl.a. hvidrandet smalbi (*Lasioglossum malachurum*), som derfor har et konstant og måske voksende ressourcebehov gennem hele sæsonen (Figur 3.5).



Figur 3.5. Flyveperioder for to univoltine arter, hvidbrystet jordbi (*Andrena vaga*) og blåhatjordbi (*A. hattorfiana*), der er oligolektisk på pil hhv. blåhat, og en bivoltin art, gulbåndet jordbi (*A. flavipes*), der er polylektisk. Efter Rasmussen et al. 2016.

3.3.2 Kropsstørrelse

Arternes kropsstørrelse er en væsentlig parameter for at kunne bestemme, hvor langt en bi flyver, mængden af føde, der skal samles til ynglecellerne, foruden en række andre biologiske faktorer. Da det sjældent er muligt at veje alle arter i et område eller veje bierne uden insektnål på museer, er det nødvendigt med alternativer. Et af de bedste mål for kropsstørrelse er at måle afstanden mellem vingebaserne (intertegulær afstand, y , mm), der beskriver tørvægten (x , mg) ud fra sammenhængen $y = 0,77x^{0,405}$ (Cane 1987). Vægten hos de danske bier kan beregnes fra denne sammenhæng, og den varierer med en faktor 400 fra med de mindste, der vejer omkring 0,5 mg, som fx blåmunke glansbi (*Dufourea halictula*), til 200 mg hos den største art, som er tømmerbi (*Xylocopa violacea*) (Tabel 3.2). En grov inddeling af bierne i følgende størrelsesklasser er kun brugbar i forhold til bestemmelse: meget lille <5 mm, lille 5-10 mm, moderat 10-17 mm, stor 17-23 mm og endeligt meget stor >23 mm (Michener et al. 1994, Poulsen and Rasmussen 2020).

3.3.3 Fourageringsafstand

Kropsstørrelsen har stor betydning for, hvordan bierne bevæger sig i landskabet. De mindre bier har ikke mulighed for at fouragere over et stort område og placerer derfor reden tæt ved fødeplanterne. At bierne, i hvert fald de re-debyggende, søger tilbage til reden, gør dem til 'central place foragers', der optimerer flyveruterne, så de bruger mindst mulig energi på turen efter føde. De fleste enlige bier vil ikke fouragere længere end 500 m fra reden, og for mange er den længste afstand, de flyver, blot 100 m (Gathmann and Tscharntke 2002, Greenleaf et al. 2007, Zurbuchen et al. 2010a, Zurbuchen et al. 2010b). En del af diskussionen om flyveafstand er netop brugen af maximal flyveafstand som udtryk for typisk fourageringsafstand, da dette sandsynligvis overvurderer, hvor langt bierne er villige til at flyve fra reden efter føde. Netop fordi de er 'central place foragers', vil de altid optimere deres flyveture, og derfor fandt man, at de fleste arter faktisk fløj mindre end 200-300 m fra reden efter føde (Zurbuchen et al. 2010b, Danforth et al. 2019).

3.3.4 Redehabitater

De enlige bier anlægger reder i gange i jorden eller over jorden i hulrum, i plantestængler eller, som hos lille uldbi, i en lille harpiksklump fasthæftet en gren eller anden vegetation (Tabel 3.2). Dybden af de jordboende biers reder er sjældent mere end 35 cm (Cane and Neff 2011). En rede består af 5 til 8 yngleceller, der forsynes med proviant i form af 'bibrod', der er en blanding af pollen og nektar (Danforth et al. 2019). Ofte er bierne redefaste og kan blive i et område i mange generationer (Danforth et al. 2019). Tætheden af enlige bier er vanskelig at opgøre. I ekstreme tilfælde kan rede-aggregationer, dvs.

enlige biers rede anlagt side om side, indeholde mere end tusind reder. Her vil den lokale tæthed af den enkelte bi-art være meget høj. Der har været forholdsvis få 'fangst-genfangst' studier af bier for at anslå populationsstørrelsen, men et af disse studier angav 666 han-individer af en stor bi i en lokal population i subtropen (Raw 1992). Et tysk studie angiver, at der forekommer 2420 hun-individer af hvidbrystet jordbi (*Andrena vaga*) i et studieområde på 5000 ha (50 km²) med en lokal redetæthed på 1 rede / m² (Bischoff 2003). Tætheden af stor pilehvepsebi (*Nomada lathburiana*), der bl.a. er redeparasit hos hvidbrystet jordbi, blev også optalt ved samme lejlighed, og den var en faktor 10 mindre end populationen af deres vært, dvs. parasitten fandtes i 0,1 rede / m². Foruden det ovenstående lokale estimat på 1 rede / m² for hvidbrystet jordbi så har et svensk studie anslået hhv. 879 og 1230 reder / km² af blåhatjordbi (*Andrena hattorfiana*) og brunhalet jordbi (*A. humilis*) i landbrugsland med semi-naturlig vegetation, hvilket svarer til 0,0009 hhv. 0,0012 reder / m². Sidstnævnte art er næsten truet på den danske rødlistevurdering (Madsen 2019). Dette sidste tæthedsestimat er siden blevet benyttet som en tommelfingerregel på 1000 reder / 100 ha (1000 reder / km²) for at opretholde en population af redebyggende arter (Dicks et al. 2015).

3.3.5 Ynglecellen og pollenbudget

Størrelsen af den voksne bi hænger tæt sammen med fødemængden, der var tilgængelig i ynglecellen. Faktisk har Müller et al. (2006) fundet, at den log-transformerede tørvægt af bierne (x, mg) og det gennemsnitlige volumen (y, mm³) af ynglecellen groft kan estimeres ud fra følgende sammenhæng: $\log y = 0,868 \log x + 0,433$. Antallet af pollenkor pr. volumen er imidlertid variabelt hos forskellige plantearter, og derfor varierer behovet for, hvor mange blomster, der skal til at fylde en redcelle også. Müller et al. (2006) vurderede, at mellem 7 og 1100 forskellige blomster skal besøges for at fylde en enkelt ynglecelle. De to mest detaljerede studier om ressourcebehovet hos enlige bier er hos to arter af bugsamlerbier, slangehovedbi (*Hoplitis adunca*) og stor saksebi (*Chelostoma rapunculi*), der er specialiserede på en enkelt slægt af fødeplanter, slangehoved (*Echium*) hhv. klokke (*Campanula*) (Zurbuchen et al. 2010a).

Slangehovedbien (*Hoplitis adunca*) vejer i gennemsnit 19,7 mg, og hver ynglecelle i reden måler 21,1 mm³ (ud fra ligningen 36,0 mm³). En fyldt ynglecelle kræver 46 fourageringsture efter slangehoved (*Echium vulgare*), på hver tur indsamles ca. 500.000 pollenkor, og den færdige celle indeholder derfor ca. 23.000.000 pollenkor. Én fourageringstur tager, hvis fødeplanterne står tæt, mellem 18 og 44 minutter, afhængigt af afstand til fødeplanterne (100-450m). Hvis planterne er spredt, tager en fourageringstur op til 49 minutter. Dvs. det tager en hun-bi 14-34 timer at fylde en celle på 21,1 mm³ (Müller et al. 2006, Zurbuchen et al. 2010a). Det tager således i gennemsnit 24 timer at fylde en celle, og med et gennemsnit på 6,5 (5-8) celler pr. rede tager det 156 timer at fylde alle cellerne i reden, afhængigt af sol og vejr vil det nemt kunne tage over 2 uger at fylde cellerne.

Stor saksebi (*Chelostoma rapunculi*) er lettere og vejer i gennemsnit 8,6 mg, og hver ynglecelle måler 24,4 mm³ (ud fra ligningen 17,5 mm³). En fyldt ynglecelle hos denne art kræver 19 fourageringsture efter rapunselklokke (*Campanula rapunculus*) for at fylde en enkelt celle. En fourageringstur giver ca. 190.000 pollenkor, og der går ca. 3.600.000 pollenkor til en fyldt ynglecelle. Én fourageringstur tager mellem 15 og 27 minutter, afhængigt af afstand til fødeplanterne (400-1000m). Dvs. det tager 5-9 timer at fylde en celle på 24,4 mm³ og 46 timer at fylde alle cellerne i reden (Müller et al. 2006, Zurbuchen et al. 2010a).

Blåhatjordbi (*A. hattorfiana*) er betydeligt større. Den vejer i gennemsnit 28,6 mg (hun-bien $36,5 \pm 4,9$ mg og han-bien $20,7 \pm 3,1$ mg), og hver ynglecelle kan estimeres til 49 mm^3 (Müller et al. 2006). Blåhatjordbi er oligolektisk på karte-bollefamilien (Dipsacaceae), og i Nord-europa inkl. Danmark samler den udelukkende pollen på blåhat (*Knautia arvensis*). Detaljerede undersøgelser af samspillet mellem populationer af blåhat og blåhatjordbi har vist en stærk positiv sammenhæng (Larsson & Franzén 2007). Larsson og Franzén fandt, at for en population på 10 blåhatjordbi-hunner skulle der 780 blomsterhoveder, svarende til 36.731.978 pollenkorn, til, for at der var tilstrækkelig mad til de 10 reder med hver 6 yngleceller. Hvor mange planter det kræver varierer meget, idet antallet af blomsterhoveder pr. plante varierer betydeligt, men i gennemsnit fandt man, at der skulle være 156 ± 16 planter inden for et meget begrænset areal. Det gennemsnitlige fourageringsområde var 1,25 ha, og en fødesøgende hun-blåhatjordbi fløj i gennemsnit ikke mere end 46 meter fra reden, og selv små græslandsområder uden blåhat virkede som en barriere (Franzén et al. 2009). Undersøgelserne viste desuden, at det tog 18,4 dage for hunbien at indsamle pollen til de seks yngleceller (Larsson & Franzén 2008).

3.4 Ressourcehabitat for dagsommerfugle

De fleste arter af dagsommerfugle, der optræder i Danmark, betragtes som en del af den danske natur, men en tredjedel optræder tilfældigt eller er under etablering og er derfor ikke blevet rødlistevurderet, som de øvrige 75 arter. Blandt de rødlistevurderede er 12 arter regionalt uddøde (RE), og 14 arter er truede, heraf er 2 arter kritisk truede, 6 arter truede og 6 arter sårbare (VU). Desuden er 9 arter næsten truede (NT) (Helsing 2019). Status og udviklingstendenser fremgår af App. 1.

Det er vigtigt at kende larvernes værtsplante for at forstå sommerfuglenes ressourcehabitat, da langt de fleste sommerfuglearter er værtsspecifikke, hvilket vil sige, at larverne kun kan leve på enkelte plantearter eller slægter af plantearter. Med hensyn til nektarkilder for de voksne er sommerfugle normalt ikke specielt kræsne, selvom der er sommerfuglearter, som foretrækker udvalgte plantearter. Generelt er det vigtigste dog, at der er nektarkilder til stede. Det betyder, at et ressourcehabitat for sommerfugle skal indeholde både værtsplanten(erne) og nektarkilder.

Derudover skal den rigtige habitattype være til stede. Mange sommerfugle stiller specielle krav til det område, de trives i, mens andre arter kan klare sig i et bredt udvalg af habitater, se i øvrigt kapitel 3.4.3. De enkelte arters eller artsgrupperes krav til værtsplante, nektarkilde og habitater fremgår af Appendiks 1.

3.4.1 Livscyklus

Langt hovedparten af sommerfuglearterne har samme livscyklus. Æggene lægges på værtsplanten, som larverne udvikler sig på igennem som regel 5 larvestadier. Herefter finder larven et beskyttet sted, hvor den omdannes til en puppe. I puppestadiet sker forvandlingen til den voksne sommerfugl, som bryder ud af puppen og efter ret kort tid er klar til at flyve. De voksne sommerfugle er stort set alle nektarsugere, selvom nogle arter også kan indtage frugtsaft fra nedfaldsfrugt, indtage saft fra gødning eller mineralholdig væske fra jorden. Mange arter har en enkelt generation om året, men nogle arter har to generationer, og enkelte arter kan have op til tre generationer om året.

Denne generelle livscyklus er dog ikke helt dækkende for alle arter. Det gælder især blåfugle (*Lycaenidae*), da mange af dem har et samliv med myrer. Arter som ensian- og sortplettet blåfugl (*Maculinea alcon* hhv. *M. arion*) har endda obligat (nødvendigt) samliv med bestemte myrearter og tilbringer en stor del af larvetiden i myretuerne, hvor de, som sortplettet blåfugl, lever af myrernes larver. Der er altså enkelte sommerfuglearter, der har et eller flere prædatoriske larvestadier.

Arter med flere generationer pr. år vil typisk kræve, at nektarressourcer er tilgængelige gennem hele sæsonen, hvorimod arter med en enkelt generation har et meget smalt tidsvindue, hvor føderessourcen skal være tilgængelig i tilstrækkelige mængder.

De stadier, hvor sommerfuglen er mest sårbar over for indgreb og forstyrrelser, er de stadier, hvor den er mest knyttet til sin værtsplante(r). Ægstadiet er på værtsplanten og kan forefindes på flere dele af planten. Nogle arter lever af frøanlægget og afhænger derfor af, at hele planten får lov at fuldføre sin livscyklus (fra frø til spirring af næste generation), hvor det for andre handler om rigelige mængder af plantens grønne dele. I larvestadierne bevæger de sig rundt på alle dele af planten og er i dette stadium særligt følsomme over for forstyrrelser af vegetationen, men uanset vækststadium vil sommerfugle, der befinder sig, hvor der sker en forstyrrelse i form af græsning, slåning eller omlægning, være udsatte for negative påvirkninger. Tidspunktet for det varierer fra art til art og afhænger både af artens overvintringsstadium, og hvor mange årlige generationer den har. Sommerfuglene overvintrer enten som voksne, æg eller larver og klarer de lave temperaturer ved, at de danner en slags frostvæske ved hjælp af blandt andet glycerol og alkoholer. Nogle arter overvintrer som larve lavt i vegetationen tæt ved deres værtsplante og er således ret tidligt på færde om foråret. Ved hjælp af kroppens indhold af frostvæske kan de derfor være aktive allerede sidst i februar måned.

Variation i tidspunkter for forekomst af larver og pupper bevirker, at indgreb, som udrulles over hele arealer (fx græsning, høslæt eller jordbearbejdning), kan være ødelæggende for nogle arter, men fremme andre. I puppestadiet er sommerfuglen ligeledes sårbar over for forstyrrelser, men afhænger ikke på samme facon af værtsplanten og kan findes afkoblet fra denne. Langt de fleste danner dog en puppe, som er fasthæftet til dele af værtsplanten, og nogle (eksempelvis sandrandøje) spinder en kokon af sandkorn og ligger derfor halvt begravet på jordoverfladen. Mange af pletvingerne danner en puppe under dødt plantemateriale og vil således være sårbare over for forstyrrelser af føreren i puppestadiet. Nogle af blåfuglene har deres puppestadium i myreboer og er derfor forholdsvis beskyttede mod forstyrrelser.

3.4.2 Habitat- og fødespecialister

En del af sommerfuglene kan betegnes som habitatspecialister. Det vil sige, at de udelukkende findes i specifikke typer af habitater. Langt de fleste af vores truede sommerfuglearter er tilknyttet lysåbne og gerne næringsfattige habitater som heder, overdrev og enge (App. 1, Helsing 2019). Herudover er en stor del af arterne (22 arter) tilknyttet skovlysninger. Dertil kommer, at en del af de arter, der er tilknyttet lysåbne habitater, også er afhængige af træer, såsom enkeltstående træer, trægrupper eller læhegn (Turlure et al. 2019).

Langt de fleste sommerfugle er afhængige af blomsterrige habitater i deres voksenliv. Kun blåhale (*Favonius quercus*), guldhale (*Thecla betulae*) og det

hvide w (*Satyrrium w-album*) er undtagelser, da de kan leve af honningdug, som bladlus udskiller. Iris (*Apatura iris*) og poppelsommebugl (*Limenitis populi*) suger overvejende næring fra gødning og ådsler.

Samliv med myrer er registreret for 12 ud af 13 egentlige blåfugle (*Polyommata*). For 4 af arterne er det en nødvendighed (obligat), medens de for de øvrige 8 arter fremmer deres fitness (Fiedler 2006). Strukturer, som understøtter en høj tæthed og diversitet af myrer, samtidig med at kravene til værtsplanter er opfyldt, er derfor vigtigt for tilstedeværelsen af hovedparten af blåfuglene.

3.4.3 Ressourcekombinationer

Sommerfugle har det, man vil betegne som det laveste niveau af yngelpleje. Dvs. at de lægger ægget på en passende værtsplante. For nogle arter afhænger larven af forskellige ressourcer eller kårfaktorer gennem sin udvikling, som hos de egentlige blåfugle, og den voksne vil i visse tilfælde udvælge planter, hvor alle habitatskrav er opfyldte. Det betyder, at der kun bruges kræfter på æglægning, såfremt der er chancer for, at ægget kan fuldføre sin livscyklus. En art som kammabredpande (*Hesperia comma*) lægger æg på fåresvingel (*Agrostis ovina*), hvilket er en udbredt plante på heder, og på andre næringsfattige habitater i skel, på overdrev m.m. Der er dog yderligere behov for et varmt mikroklima, og undersøgelser har vist, at arten, når valget falder mellem fåresvingel på flad jord og fåresvingel, der vokser på en myretue hævet over jorden, fortrinsvist vil lægge æg på de planter, som vokser på myretuer. Altså hvor mikroklimaet er passende for larvens udvikling (Streitberger & Fartmann 2016). Både for ensian blåfugl og sortplettet blåfugl gælder, at de har en negativ indvirkning på deres værtsplante, dvs. klokkeensian (*Gentiana pneumonanthe*) hhv. timian (*Thymus* spp.) og merian (*Origanum vulgare*) og deres myrevært. For arter med komplekse krav til sammensætningen af ressourcer er således både fordeling og tæthed af de regulerende faktorer væsentlig.

3.4.4 Fourageringsafstand

Sommerfuglenes krav til deres ressourcehabitat er i høj grad forbundet til deres evne til at bevæge sig over større afstande. Nogle arter flyver langt i deres søgen efter ressourcer, hvorimod andre begrænses af eventuelle forhindringer i landskabet. Dette kan være stejle og vindeksponerede bakketoppe, store ensartede områder som marker, eller slet og ret mangel på skjul i de arealer, de skal passere (Stevens et al. 2010; Burke et al. 2011).

Det er generelt svært at vurdere sommerfuglenes fourageringsafstand. Dette skyldes blandt andet, at den varierer arterne imellem, og endda inden for den enkelte art er der populationsgenetiske variationer. Som en tommelfingerregel kan man sige, at små arter ikke bevæger sig mere end 200 meter under fødesøgningen. Derudover er deres bevægelsesmønstre både fysiologisk og adfærdsmæssigt betinget som nævnt oven for (Stevens et al. 2010). Dog er det vist, at en sommerfugls vingefang er stærkt korreleret med dens spredningsevne (Sekar 2012), og det vil derfor primært være de mindre arter inden for eksempelvis blåfuglefamilien og bredpanderne, som begrænses i deres fouragering.

3.5 Ressourcehabitat for svirrefluer

Svirrefluerne (Syrphidae) er inddelt i tre underfamilier, Syrphinae, Eristalinae og Microdontinae. Larverne af Syrphinae er rovdyr og ernærer sig for langt hovedparten af arternes vedkommende af bladlus. Larverne af Eristalinae ernærer

sig overvejende af dødt organisk materiale, men enkelte lever af levende planter og enkelte slægter af bladlus. Larverne af Microdontinae (kun 3 arter i Danmark) lever som prædatorer i myretuer, hvor de lever af myrernes æg og larver (Bartsch et al. 2009). De voksne svirrefluer ernærer sig af nektar og pollen. Det betyder, at voksne svirrefluer besøger og er afhængige af, at der findes blomster.

Svirrefluer skal ligesom sommerfuglene have adgang til forskellige ressourcer som larver og som voksne, hvilket vil sige, at ressourcehabitatet ud over at indeholde blomsterplanter med nektar og pollen til de voksne skal også indeholde forskellige føderessourcer til larverne: bladlus, dødt organisk materiale, værtsplanter til de få arter, som lever af friskt plantemateriale, eller de rette myrearter for de tre arter, hvis larver lever i myretuer. Derudover stiller de forskellige svirrefluearter krav til, hvilke habitattyper de kan leve i. I Appendiks 2 findes en oversigt over danske svirreflueslægters krav til habitatype, fødekilde for larverne samt rødlistestatus. Der kan findes svirrefluer i nærmest alle åbne blomster, hvor pollen og nektar er let tilgængelige.

Med hensyn til habitat er omkring 56 arter tilknyttet åben skov, lysninger og skovbryn, 66 arter er tilknyttet åbne arealer som marker, enge, heder og strande (hos nogle arter indgår skov og skovbryn også som en habitatmulighed). Da opgørelsen i App. 2 overvejende er gjort på slægtsniveau, hvoraf nogle slægter indeholder mange arter med vidt forskellige habitatkrav, er der en del slægter, hvor der pga. stor habitatdiversitet ikke er beskrevet et habitatkrav.

3.5.1 Livscyklus

Svirrefluer udvikler sig ligesom sommerfugle og bier ved fuldstændig forvandling (holometabole) og har seks livsstadier: æg, 3 larvestadier, puppe og voksen. Æggene placeres på eller tæt på føderessourcen, hvilket for bladlusprædatorernes vedkommende er i bladluskolonier. De arter, hvis larver lever af dødt organisk materiale i vand, lægger æggene på træstammer, grene eller blade, der stikker ud over vand. Mange arter har kun en generation om året, nogle har to, mens andre har flere. Antallet afgøres af temperaturen, og i varme år kan nogle arter nå 3-4 generationer i Danmark. Det betyder, at nogle svirrefluearter forekommer i en begrænset periode, andre arter forekommer i to afgrænsede perioder, og andre kan træffes igennem hele sommerhalvåret. Der er derfor stor variation i, hvornår og hvor længe de forskellige arter skal have adgang til nektar- og pollenkilder (Torp 1994).

Mange arter overvintrer i diapause i larvestadiet, men kan også overvintrere som æg eller puppe, mens 11 arter er trækfluer og trækker til Sydeuropa for at overvintrere (Torp 1994). Med undtagelse af trækfluerne er svirrefluerne bundet til deres ynglehabitat igennem næsten hele året som æg, larve eller puppe. De voksne kan dog flyve andre steder hen efter føderessourcer.

3.6 Ressourcebehov – opsummering

Som det fremgår af de fire foregående kapitler, 3.1 – 3.5, er ressourcebehovet for vilde bestøvende insekter meget forskelligartet. Da nærværende projekt behandler mulighederne for at understøtte disse behov gennem forskellige forvaltningstiltag og virkemidler, har vi foretaget nedenstående opsummering (Boks 3.2). Vi har i denne liste nævnt tilstedeværelse af græsser, som for mange arter dagsommerfugle er vigtige værtsplanter for larverne, men adgang til græsser vil generelt ikke være et problem.

Boks 3.2. Sammenfatning af ressourcebehovene for danske vilde bestøvende insekter baseret på en grundig gennemgang af den eksisterende viden om vilde bier, dagsommerfugle og svirrefluers krav til ressourcehabitatet.

Blomsterrige habitater tilgængelige gennem hele sæsonen fra marts til oktober. De tre almindeligste humlebiarter har et samlet sukkerbehov på godt 12 kg per ha per år. Selvom den enkelte humlebikoloni i gennemsnit kun har en levetid på omkring 2½ måned, er humlebieerne aktive gennem en lang sæson, og da de har et meget begrænset lager af nektar, skal ressourcerne være tilgængelige hele sæsonen.

Stor diversitet i plantesammensætningen. En række planteslægter og/familier, der bør være repræsenteret gennem sæsonen, er: pil (*Salix* spp.), rosenfamilien (*Rosaceae*) med vigtige slægter som kirsebær (*Prunus* spp.), tjørn (*Crataegus* spp.) og potentil (*Potentilla* spp.), ærteblomstfamilien (*Fabaceae*) med vigtige slægter som kællingetand (*Lotus* spp.), rundbælg (*Anthyllis* spp.), kløver (*Trifolium* spp.) og vikke (*Vicia* spp.), kurvblomstfamilien (*Asteraceae*) med mange vigtige slægter fx mælkebøtte (*Taraxacum* spp.), kongepen (*Hypochaeris* spp.), høgeurt (*Hieracium* spp.), knopurt (*Centaurea* spp.), tidsler (*Cirsium* spp.) og hjortetrøst (*Eupatorium cannabinum*), skærmbloomstfamilien (*Apiaceae*), klokkeblomstfamilien (*Campanulaceae*), rubladfamilien (*Boraginaceae*), læbeblomstfamilien (*Laminaceae*), violfamilien (*Violaceae*), kar-tebollefamilien (*Dipsacaceae*), og vi kunne nævne mange flere.

Tilstrækkelig mængde af blomsterenheder (enkelt blomster eller blomsterstande). For enlige oligolektiske bier ligger behovet for en population på ti redebyggende hun-bier typisk mellem 100 og 10.000 blomsterenheder inden for et begrænset areal, typisk 1-2 ha.

Tilstedeværelse af træer og buske i form af levende hegn, krat, skove og især skovlysninger og skovbryn samt fritstående gamle træer. En del sommerfugle, og omkring halvdelen af svirrefluearterne, lever i tilknytning til træer, desuden udgør træer og buske en vigtig føderessource. Det gælder blomsterne, der kan være en vigtig fødekilde for mange vilde bestøvende insekter og en nødvendig fødekilde for flere arter af enlige oligolektiske bier, fx arter, der er specialister på pil. Det grønne løv er en vigtig og for nogle sommerfuglelarver nødvendig fødekilde. Endelig lever larverne hos en del svirrefluearter af lus, der findes på træer og buske.

Tilstedeværelse af græsser er vigtig for mange arter dagsommerfugle, da de er værtsplanter for larverne. Adgang til græsser vil generelt ikke være et problem, men høslæt, slåning, græsning og andre forstyrrelser i form af jordbearbejdning i forbindelse med omlægning af arealer kan, hvis det sker mens æg, larver og pupper sidder på vegetationen, være fatalt. Flere humlebieer, der har deres rede over jorden, benytter bl.a. tætte græstuer som redested, og her er det naturligvis også afgørende, at vegetationen er uforstyrret.

Uforstyrrede habitater til redesteder for bier, som fx levende hegn og diger, tørre sydvendte skråninger, sten- og grenbunker, er vigtige, og afstanden mellem redesteder og fødehabitater må ikke overstige de bestøvende insekters fourageringsafstand, hvilket for en del arter er 100-200 meter.

Tilstedeværelse af myrer er vigtigt for de fleste arter blåfugl og nogle svirrefluearter.

Dødt organisk materiale i form af døde stammer og grene, plantestængler og døde blade er vigtigt redemateriale for en del enlige bier samt som levested for larverne hos omkring halvdelen af alle svirrefluearter.

Tilstedeværelse af vand er essentiel for omkring halvdelen af alle svirrefluearter, ligesom adgang til vand også er af betydning for øvrige vilde estøvende insekter.

Tilsteværelse af gødning og ådsler er udelukkende af betydning for enkelte arter af dagsommerfugle (iris (*Apatura iris*), poppelsommebugl (*Limenitis populi*)) samt enkelte svirrefluer.

4 Ressourcetilgængeligheden i forskellige habitater

4.1 Blomster, pollen og nektar

Mangel på blomster angives ofte som en væsentlig trussel mod vilde bestøvende insekter, og især mangel på en kontinuert tilgængelig og varieret ressource leveret af mange forskellige plantearter angives som en væsentlig trussel mod diversiteten af bier, sommerfugle, svirreflugter og andre blomsterbesøgende insekter (Biesmeijer et al. 2006, Goulson et al. 2015, Baude et al. 2016, Lebeau et al. 2016, WallisDeVries et al. 2012).

I landbrugslandskaber kan blomstrende afgrøder som raps og kløver udgøre vigtige ressourcer (Hermann et al. 2007, Riedinger et al. 2014, Rundlöf et al. 2014, Westphal et al. 2014), ligesom de hvidblomstrede træer og buske i forår og forsommer kan udgøre en vigtig ressource (Dicks et al. 2015), men når disse arter ikke findes, og uden for deres blomstringsperiode, kan tilgængeligheden af vilde blomstrende planter være meget begrænset (Carvell et al. 2006, Riedinger et al. 2014).

Nektarproduktionen varierer betydeligt mellem forskellige plantearter fra knap 5 kg / ha / år hos kærtidsel (*Cirsium palustre*) til under 100 g / ha / år hos fx hvid anemone (*Anemone nemorosa*), og en del plantearter producerer slet ikke nektar (Baude et al. 2016). Det gælder fx kornvalmue (*Papaver rhoeas*), lancetvejbred (*Plantago lanceolatum*) og mjøddurt (*Fillipendula ulmaria*), men disse besøges alligevel af bier og andre vilde bestøvende insekter alene på grund af pollen. Andre plantearter med en høj nektarproduktion er fx seljepil (*Salix caprea*), lægekulsukker (*Symphytum officinale*), engbrandbæger (*Senecio jacobaea*), almindelig bjørneklo (*Heracleum spondylium*), lægeoksetunge (*Anchusa officinalis*) og døvnælde (*Lamium album*). Baude et al. (2016) giver oplysninger om nektarproduktionen for 260 plantearter, der forekommer i agerlandet.

Pollenkvaliteten i blomster hos dyrebestøvede planter varierer meget, men arter, der er obligat dyrebestøvede, som fx arter, der kræver vibrationer i blomsten, såkaldt "buzz-pollination", for at frigive pollen, har generelt en særlig høj pollenkvalitet (Roulston et al. 2000). En undersøgelse af Hanley et al. (2008) viste, at pollen hos obligat insekt-bestøvede arter har et højere proteinindhold (30,6 %) end arter, der er fakultativt insekt-bestøvede (18,6 %), dvs. arter, der også er selvbestøvende eller, som fx raps, bestøves både af insekter og vind. De fandt også en generel forskel mellem familierne, men selvom ærteblomstfamilien (Fabaceae) generelt havde det højeste proteinindhold (35 % i gennemsnit) og den største andel af essentielle aminosyrer (40 %), var der også betydelig variation i proteinkvaliteten hos denne familie. Der kan være andre pollen karakteristika end næringskvalitet, der har betydning for insekternes indsamling, men der ser ikke ud til at være nogen sammenhæng mellem pollenstørrelse og proteinindhold, indhold af essentielle aminosyrer og tiltrækning af bierne (Hanley et al. 2008). Pollens levetid kan påvirke biernes valg (Beardsell et al. 1993), men for humlebier, der kun opbevarer pollen nogle få dage (Goulson 2010), er det ikke sandsynligt, at denne faktor har stor betydning. Pollenkvalitet og især proteinindholdet er meget vigtigt for udviklingen og væksten af bilarver (Genissel et al. 2002, Roulston & Cane 2002, Kim & Thorp 2001, Kim 1999). For sociale bier med en relativ kort yngelcyklus antages pollenkvalitet at være afgørende for god redesucces (Goulson et al. 2005). Der er nogen diskussion om,

hvorvidt bier er i stand til aktivt at vælge mellem blomster på baggrund af pollenkvalitet (Burkle & Irwin 2009, Minckley & Roulston 2006, Roulston et al. 2000). Flere undersøgelser har dog vist, at de er i stand til at detektere og vælge blomster, der er rige på pollen (Rasheed & Harder 1997, Robertson et al. 1999) sandsynligvis på baggrund af frigivelsen af let fordampelige forbindelser (Dobson 1987, Dobson, Groth & Bergstrom 1996). De oligolektiske biers specialisering med en eller få plantearter som pollenkilde (se også side xx) kunne også tyde på, at bierne er i stand til at detektere pollenkvaliteten. I Denisow (2011) findes en detaljeret undersøgelse af pollenproduktion og kvalitet hos en lang række planter. Kornvalmue (*Papaver rhoeas*) havde den højeste produktion ($77,77 \pm 13,71$ mg / 10 blomster), men også arter som stor knopurt (*Centaurea scabiosa*), glat burre (*Arctium lappa*), ager-snerle (*Convolvulus arvensis*), prikbladet perikon (*Hypericum perforatum*) og lancet vejbred (*Plantago lanceolatum*) producerer meget pollen.

Vegetationens sammensætning og specifikt indholdet af nektar- og pollenproducerende planter er derfor afgørende for kvaliteten af et habitat for vilde bestøvende insekter. Der ud over er det naturligvis væsentligt, at planterne får lov til at blomstre. Der er flere forhold, der er af betydning for blomstringen, hvor især slåning og græsning kan reducere blomstringen markant, men også tilstrækkelig mængde lys, næringsstofforhold og brug af ukrudtsmidler samt afdrift af disse kan reducere blomstringen markant.

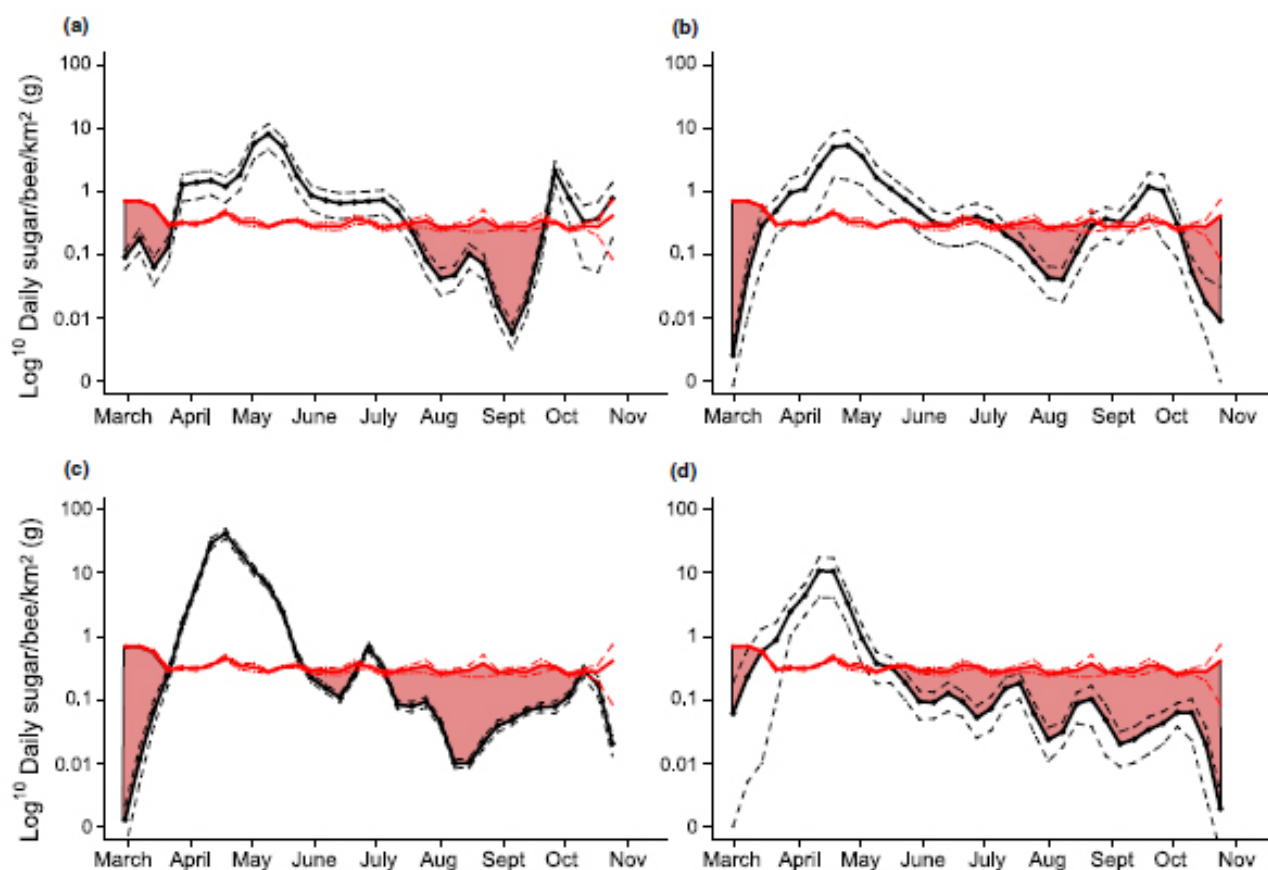
4.2 Sammenhæng mellem udbud af nektar og insekternes behov

4.2.1 Bier

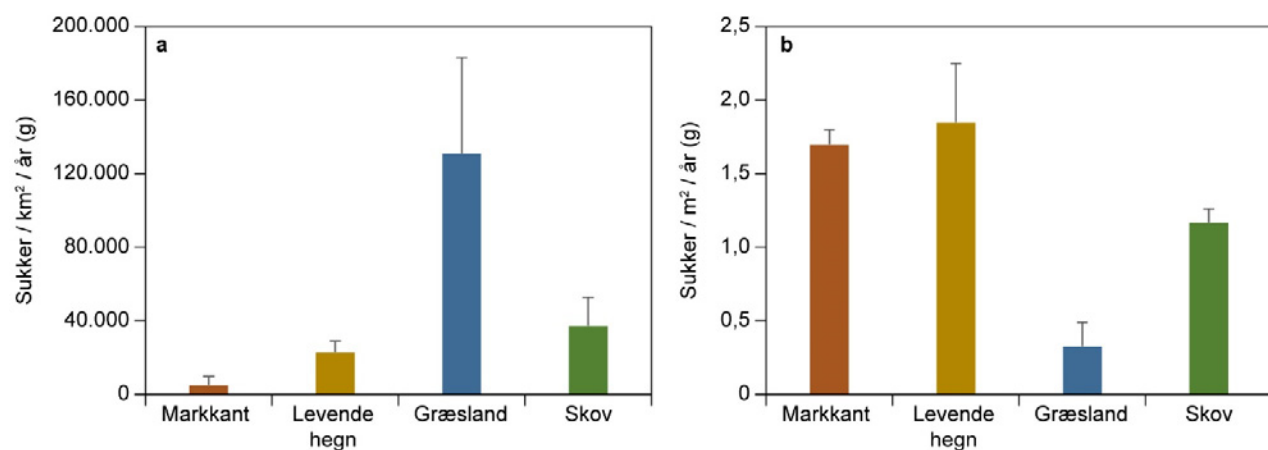
I en undersøgelse i engelsk landbrugsland blev nektarbehovet for de tre mest almindelige humlebiarter, mørk jordhumle, stenumle og agerhumle, sammenholdt med nektarudbuddet gennem sæsonen (marts-september) i landskabet på fire bedrifter (Timberlake et al. 2019, Figur 4.1). Som det fremgår, var der i disse landskaber mangel på nektar i en eller flere perioder i løbet af sæsonen, både i sæsonens yderpunkter (marts og august / september) og midt på sæsonen, i juni måned. Undersøgelser af blomsterressourcer i danske landbrugslandskaber viser tilsvarende perioder med mangel på blomster (Strandberg in prep.).

Timberlake et al. (2019) viste også, at vedvarende græsarealer samt skov i de undersøgte landskaber havde det største bidrag af nektar, hvilket delvis kan forklares ved, at disse habitater havde den største arealmæssige dækning (Figur 4.2 (a)). Lineære strukturer, som levende hegn og markkanter, havde derimod den største nektarproduktion per areal (Figur 4.2 (b)).

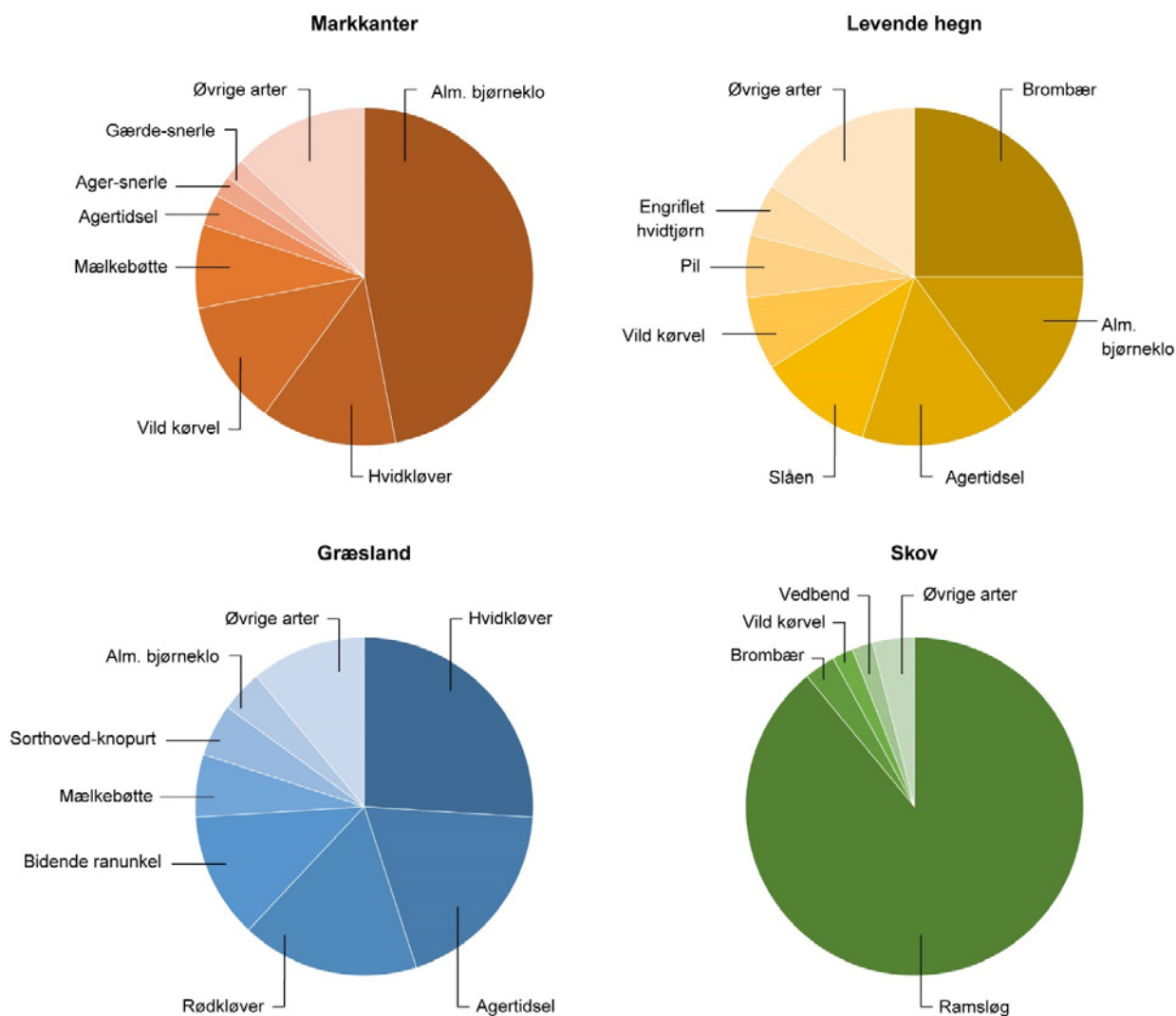
Tre plantearter, ramsløg (*Allium ursinum*), agertidsel (*Cirsium arvense*) og hvidkløver (*Trifolium repens*), bidrog med 50 % af nektarressourcen til humlebierne (Figur 4.3). I det tidlige forår var arter med en mere begrænset nektarproduktion som mælkebøtte (*Taraxacum* spp.), slåen (*Prunus spinosa*), korsknap (*Glechoma hederaceae*), og vorterod (*Ranunculus ficaria*) vigtige, medens vedbend (*Hedera helix*) var vigtig sidst på sæsonen.



Figur 4.1. Sammenhæng mellem målt nektarproduktion (sort) og estimeret nektarbehov for mørk jordhumle (rød) i fire 1 km² landbrugslandskaber i England. Den rosa farve viser, hvornår der er mangel på føde igennem sæsonen. Efter Timberlake et al. (2019).



Figur 4.2. Den samlede årlige nektarproduktion for fire forskellige habitater, markkanter, levende hegn, græsland og skov. (a) viser produktionen for en typisk 1 km² agerland, (b) viser nektarproduktionen pr. m² for hver habitattype. Efter Timberlake et al. (2019).



Figur 4.3. Diagram over forskellige plantearters bidrag til nektarproduktionen i (a) markkanter, (b) levende hegn, (c) græsland og (d) skov. Efter Timberlake et al. (2019).

Denne undersøgelse (Timberlake et al. 2019) viste tydeligt, at der i forhold til at opfylde ressourcebehovet for bestøvende insekter er behov for yderligere ressourcer i store dele af sæsonen, og i dele af sæsonen er der decideret mangel på ressourcer. For at understøtte en diversitet af bestøvende insekter er der desuden behov for et større antal forskellige plantearter, der bidrager væsentligt til ressourcetilgængeligheden.

4.3 Virkemidler og føderessourcer – kvantitative studier

Der er meget begrænset viden om, i hvilken udstrækning forskellige virkemidler kan bidrage til føderessourcen for vilde bestøvende insekter. Det er især kvantitative undersøgelser, der mangler.

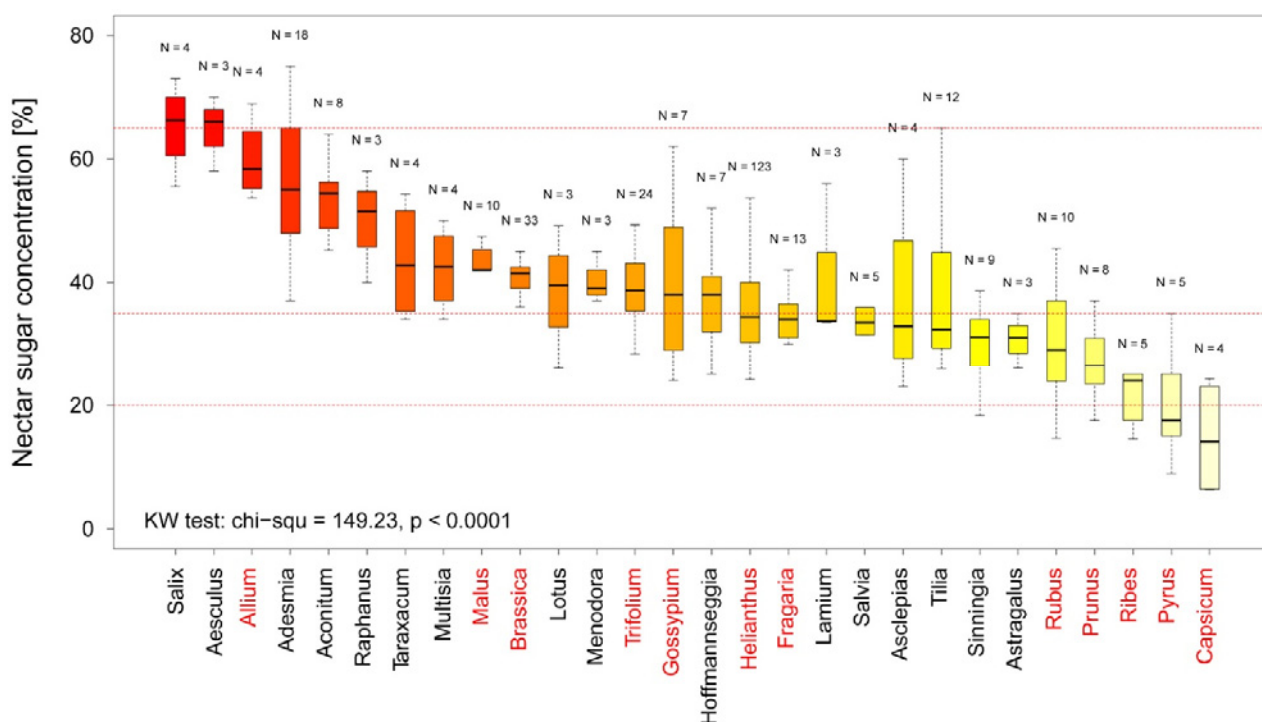
Carvell et al. (2011) sammenlignede i et treårigt studie med en udsået blomsterblanding sammensat således, at den især skulle tiltrække langtungede humlebier og arealer af forskellig størrelse (0,25; 0,5; og 1 ha), artsdiversitet og antal arbejdere af humlebier, der besøgte områderne. De fandt at, diversitet og tæthed af arbejdere af især langtungede humlebier var signifikant højere i områderne med blomsterblandingen sammenlignet med diversitet og tæthed på 0,25 ha kontrolarealer bestående af semi-naturlige habitater, der var typiske for

hvert af de otte forsøgslandskaber. Den største effekt blev fundet på tætheden af arbejdere af stenhumle (*B. lapidarius*), agerhumle (*B. pascuorum*) og havehumle (*B. hortorum*), hvorimod effekten var mindre på de fire arter tilhørende jordhumle-komplekset (mørk jordhumle (*B. terrestris*), lys jordhumle (*B. lucorum*), pilejordhumle (*B. cryptarum*) og kravejordhumle (*B. magnus*)). Effekten var dog afhængig af, hvor stor andelen af dyrkede marker var, samt af tætheden af bi-planter i de semi-naturlige habitater. For alle humlebiarter samlet set blev der ikke fundet nogen effekt af arealstørrelse, men for agerhumle og stenhumle var der en signifikant effekt af størrelse, hvor små arealer (0,25 ha) tiltrak større tætheder end store arealer (1 ha). Især i intensivt dyrkede landskaber, hvor dyrkede marker udgjorde en stor andel af arealet, var der positiv effekt af de såede arealer på humlebifaunaen. Blomsterblandingen bestod af 20 % ærteblomstrede (rødkløver (*Trifolium pratense*) i en tidlig og en sent-blomstrende varietet, alsikkekløver (*T. hybridum*) samt almindelig kællingetand (*Lotus corniculatus*) og 80 % smalbladede græsser (rød svingel (*Festuca rubra*), engrapgræs (*Poa pratensis*) og almindelig kamgræs (*Cynosurus cristatus*)).

Hvor stort et areal med udsåede bi-blomster, der skal til for at resultere i signifikante effekter, varierer ud over af artssammensætningen meget med tilgængeligheden af blomsterenheder ved forskellige blandinger, hvilket igen afhænger af faktorer som fx jordbund. Således fandt Carvell et al. fra 215.000 til 420.000 blomsterenheder pr. ha i udsåede blomsterblandinger (Carvell et al. 2007 hhv. Carvell et al. 2011). Tilsvarende fandt Boll (2010), at areal ikke var en god proxy for mængden af blomsterhoveder i rødkløvermarker, hvor antallet varierede fra 136 til 894 blomsterhoveder / m². Det vil derfor være meget vanskeligt at give generelle anbefalinger vedr. arealernes størrelse i forhold til at tilgodese tæthed og diversitet ikke bare af humlebier, men af den samlede fauna af vilde bestøvende insekter, se i øvrigt vurderingen af virkemidlet bestøverbrak, Kap. 6.4.

Dicks et al. (2015) har baseret på modelberegninger fundet, at hvis 2 % af arealet, hvilket svarer til 2 ha pr. km², udgøres af blomsterrige habitater, vil der være tilstrækkeligt med blomster til at dække pollenbehovet hos de seks mest almindelige vilde biarter, mørk jordhumle, stenhumle og agerhumle, gulbåndet jordbi (*Andrena flavipes*), havejordbi (*A. haemorrhoa*) samt sorthvid jordbi (*A. cineraria*).

For mørk jordhumle, stenhumle og agerhumle har vi for hver art estimeret et sukkerbehov på omkring 1 kg pr. koloni og 214 kg / km² pr. ha for hver art (Boks 3.1 side 21). Som omtalt tidligere i kapitlet varierer nektarproduktionen mellem forskellige plantearter, der er relevante i landbrugslandet, fra knap 5 kg / ha / år til under 100 g / ha / år, og en række arter producerer udelukkende pollen. Sukkerkoncentrationen i nektar er ligeledes meget variabel mellem plantearter, men for den enkelte planteart varierer koncentration også hen over blomstringsperioden og i løbet af døgnet. Pamminger et al (2019) har review'et undersøgelser af sukkerkoncentration i bi-planter (Figur 4.4) og finder en median sukkerkoncentration på 40 %. Det vil sige, at der skal 2,5 gange så mange planter (eller areal, hvis vi ikke tager hensyn til, at dækningen af blomster kan variere særdeles meget) til at producere den nødvendige sukkermængde. Hvis vi forestiller os, at vi har et stort areal dækket af enten mælkebøtte eller hvidkløver, der ved 100 % arealdækning producerer 686 hhv. 804 kg nektar pr. ha pr. år (Baude et al. 2016), skal der omkring 0,02 ha til at dække det totale sukkerforbrug. Det er dog meget sjældent, at hvidkløver eller mælkebøtte står så tæt, at planterne har en 100 % dækning. Desuden dækker disse arter, der har en relativ høj nektarproduktion, kun en begrænset del af sæsonen.



Figur 4.4. Sukkerkoncentrationen i nektar (i %) for vigtige bi-planter angivet for 28 planteslægter. Figuren er baseret på undersøgelser, hvor der har været mere end tre individuelle målinger af sukkerkoncentrationen. De stiplede røde linjer afgrænser for bierne optimale sukkerkoncentrationer (35 – 65 %). Planteslægter angivet rød er afgrøder. Pamminger et al. (2019).

Et areal beplantet med en flerårig frøblanding producerer gennemsnitligt mellem 0,2-0,8g nektar / m² pr. dag, hvorimod enårig blanding blot producerer 0,01-0,06g nektar / m² om dagen. Mængden af pollen fra flerårige blandinger kan nå op på 0,75 mm³ / m² om dagen i højsæsonen, men langt mindre i blandinger af enårig arter, der typisk producerer 0,05-0,13 mm³ om dagen (Hicks et al. 2016). Produktionen af pollen og nektar vil i høj grad være afhængig ikke bare af forholdet mellem en- og flerårige arter, men også hvilke arter, der mere præcist indgår, ligesom blomsterdækningen er afgørende. Alt andet lige producerer frøblanding med flerårige urter dog mere nektar og pollen end blandinger med enårig urter, som dog igen producerede langt mere end rekreative græsarealer.

4.4 Tilgængeligheden af øvrige levestedsressourcer

Tilgængeligheden af føderessourcer er langt bedre kendt end for øvrige levesteds- eller habitatressourcer. Selvom vi har et vist kendskab til forekomsten af humlebireder i forskellige habitater, se kap. 6.2.2, mangles viden om, hvorvidt det er tilgængeligheden af egnede strukturer som fx levende hegn og jord- og stendiger, der er begrænsende for tætheden af humlebier.

5 Paradigme for vurdering af effekter af virkemidler på bestøvende insekter

For hvert virkemiddel gennemgås først den nuværende praksis, hvis en sådan findes. Derefter beskrives effekten af virkemidlet på forskellige grupper af bestøvende insekter, og til sidst beskrives den anbefalede praksis, som vil give den største effekt på diversitet og tæthed af vilde bestøvende insekter.

Baseret på beskrivelserne af de forskellige grupper af bestøvende insekters krav til ressourcehabitatet, jf. kapitel 3, har vi i vurderingen af virkemidlerne valgt at inddеле insekter på følgende måde:

Humblebier inddeles efter tungelængde i to grupper, korttunge og hhv. langtunge (efter Dupont & Madsen 2010), idet der er god sammenhæng mellem tungelængde og bredden af fødevalg (bl.a. Goulson et al. 2008), se Tabel 5.1.

Enlige bier inddeles i pollenspecialister (oligolektiske arter) og pollengenera-liste (polylektiske arter). Arter, der er oligolektiske på pil udgør en særlig gruppe (7 arter af jordbier (*Andrena* spp) og vårsilkebi (*Colletes cunicularius*), som i forhold til virkemidlerne har et fødebehov, der sjældent vil blive tilgodeset. Denne gruppe fremgår dog ikke af skemaet, men vil blive diskuteret, hvor det er relevant.

Dagsommerfugle inddeles ikke i undergrupper, da habitatpræferencer og ressourcekrav varierer meget fra art til art.

Svirrefluer inddeles to grupper efter deres habitatkrav: arter tilknyttet træer (skov, skovbryn, hegn, små lunde) og arter, der findes i lysåbne habitater.

Tabel 5.1. Sammenhæng mellem tungelængde og bredden af fødevalg for langtunge danske humlebiarter. Desuden fremgår arternes kolonistørrelse, foretrukne placering af reden samt arternes status ifølge den danske rødliste.

Dansk navn	Artsnavn	Tungelængde ¹ [mm]	Bredde af fødevalg ²		Forekomst ³ [måned]	Koloni- størrelse ³	Redested ⁶	Status ⁴
			pollen	nektar (hun)				
agerhumle	<i>B. pascuorum</i>	8,5 ± 0,6	3,01	7,24	4-10	60-150	O	LC
græshumle	<i>B. ruderarius</i>	8,5 ± 0,6		3,75	5-8	50-100	O	NT
skovhumle	<i>B. sylvarum</i>	8,8 ± 0,7	2,05	10,7	5-9	80-150	O	EN
moshumle	<i>B. muscorum</i>	8,7 ± 0,6			5-9	50-120	O	LC
havehumle	<i>B. hortorum</i>	12,5 ± 0,8	1,15	4,10	4-7	50-120	U	LC
felthumle	<i>B. ruderatus</i>	11,6 ± 0,7		3,50	5-9	50-100	U ⁷	RE
jordboende humle	<i>B. subterraneus</i>	9,3 ± 0,6			5-8	20-30 ⁵	U	NT
kløverhumle	<i>B. distinguendus</i>	9,7 ± 0,6			5-8	60-120	U	CR
enghumle	<i>B. veteranus</i>	8,5 ± 0,5		5,25	5-9	60-130	O ⁸	EN
frugthumle	<i>B. pomorum</i>	lang ³			5-8	?	U	RE
Foranderlig humle	<i>B. humilis</i>	7,9 ± 0,4 ²		3,30	5-9	50-120	O ⁷	NT

¹ Goulson et al. 2005. Causes of rarity in bumblebees. Biological Conservation 122, 1-8.

² Goulson et al. 2008. Diet breadth, coexistence and rarity in bumblebees. Biodiversity Conservation 17, 3269-3288.

³ Dupont & Madsen 2010. Humlebier, Natur og Museum Nr. 1, Marts 2010.

⁴ Madsen, H.B. 2019. Bier. I Moeslund, J.E. m.fl. (red.): Den danske Rødliste 2019. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. redlist.au.dk.

⁵ humlekroken.no besøgt 12. nov. 2020

⁶ Skovgaard 1936. Rødkløverens bestøvning, humlebier og humleboer.

⁷ Falk & Lewington 2015. Field Guide to the Bees of Great Britain and Ireland.

⁸ <https://www.naturbasen.dk/art/4514/enghumle> (besøgt 13 nov. 2020)

Tabel 5.2 giver en oversigt over antal arter, der henhører til hver af ovennævnte grupper.

Tabel 5.2. Oversigt over den inddeling af humlebier, enlige bier, dagsommerfugle og svirrefluer, der er benyttet ved vurderingen af betydningen af virkemidler. For hver gruppe er angivet, hvor mange arter, der tilhører de forskellige grupperinger, og hvor stor en andel af den samlede artspulje, de udgør. For svirrefluer er dette dog ikke muligt, idet præferencerne ikke kendes for alle arter.

	Enlige bier			Humlebier			Dagsom- merfugle	Svirrefluer
	Oligo- lektiske	Poly- lektiske	Rede- parasitter	Lang- tungede	Kort- tungede	Rede- parasitter		Træ-tilknyt- tede arter
Arter, der lever i det åbne land								
Antal arter	66 (25%)	126 (48%)	70 (27%)	11 (38%)	10 (34,5%)	8 (27,5%)	75	
Jord-boende	50 (76%)	85 (67%)		5 (45%)	8 (80%)			

For hver organismegruppe svarer vi så vidt muligt på følgende spørgsmål:

- Dækker virkemidlet kun nogle eller samtlige ressourcebehov?
- I hvilken udstrækning understøtter virkemidlet fødespecialister?
- I hvilken udstrækning understøtter virkemidlet almindelige arter?
- I hvilken udstrækning understøtter virkemidlet ikke truede, men dog sjældne arter?
- I hvilken udstrækning understøtter virkemidlet truede arter

Der er meget få danske undersøgelser, som er direkte anvendelige til at vurdere effekten af virkemidler på vilde bestøvende insekter. Vurderingerne i rapporten vil derfor i høj grad være baseret på udenlandske undersøgelser fra områder med sammenlignelige forhold og på almen viden om arternes krav til levestederne samt økosystemviden. Dette betyder, at vurderingen ofte er baseret på kvalitative ekspertvurderinger og i mindre grad er baseret på kvantitative data.

For alle virkemidler vurderes effekten på ovennævnte grupper af vilde bestøvende insekter i forhold til gruppernes krav til habitatressourcer, samt hvorvidt virkemidlet opfylder alle insektets krav til ressourcehabitatet jf. kapitel 3.2-3.5. Ved vurderingen af effekten af virkemidlet forudsættes, i lighed med tidligere vurderinger af effekter af virkemidler på vilde bier (Andersen et al. 2020, Dalgaard et al. 2020, Eriksen et al. 2020), at føderessourcen ikke anvendes til honningproduktion.

Vurderingen for mange virkemidler vil afspejle, at effekten vil afhænge af, hvordan virkemidlet praktiseres, herunder at effekten ofte vil være afhængig af varigheden af virkemidlet. Vurderingen af effekten 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. Virkemidler, der har en længere varighed, har generelt en større gavnlig effekt end et- og toårige tiltag. Dog kan tabet ved en efterfølgende tilbagelægning i sådanne tilfælde være særlig stort.

Ved vurderingen af effekterne af virkemidlerne er ikke taget hensyn til betydningen af landskabets heterogenitet.

6 Vurdering af eksisterende virkemidler på dyrkningsfladen

6.1 Blomsterstriber

Blomsterstriber er sammen med insektvolde, græsstriber og barjordsstriber et såkaldt vildt- og bivenligt tiltag (LBST 2020a), og blandt disse virkemidler er blomsterstriber det eneste, der via den tilsåning, der anbefales i forhold til nuværende regler og praksis (se neden for), direkte har til hensigt at understøtte bestøvende insekter. Insektvolde, græsstriber og barjordsstriber er omtalt i kapitel 6.5, 6.6 hhv. 6.7.

6.1.1 Nuværende regler og praksis

Neden for beskrevne regler og praksis for blomsterstriber er stort set identisk med den beskrivelse, der findes vedr. gældende regler og praksis i Dalgaard et al. (2020).

Hensigten med blomsterstriber er at give fourageringsmuligheder for bestøvende insekter samt frø og insekter til fugle og små pattedyr. Blomsterstriber kan fungere som levested for mange insekter og smådyr, der ellers er trængt på markfladen (Bertelsen et al. 2015; LBST 2020b).

Placering: Blomsterstriber må kun anlægges på arealer i omdrift. Striberne placeres i pløjeretningen inde på eller langs kanten af marken. De kan med fordel etableres langs andre lineære elementer eller småbiotoper, som fx insektvolde eller levende hegn (LBST 2020b).

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

Varighed: Blomsterstriber må ifølge gældende lovgivning ikke få permanent karakter og skal derfor holdes fri for vedplanter. Der er dog ikke krav om omlægning (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. 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 (LBST 2020a).

6.1.2 Effekter på vilde bestøvende insekter

Den ekstra strukturelle diversitet, som blomsterstriber giver, vil generelt være gavnlige for de vilde bestøvende insekter, og ligesom insektvolde og græsstriber kan blomsterstriber af det rette design gavne skadedyrs naturlige fjender og dermed nedsætte behovet for brugen af insekticider (fx van Rijn et al. 2008, Tschumi et al. 2014).

Blomsterstriberne domineres af de udsåede arter samt arter, som etableres fra jordens frøpulje og fra spildfrø. Idet blomsterstriberne som udgangspunkt ikke slås, kan blomstrende arter bedre trives her end i fx græsstriber og slåningsbrak, men som oftest vil konkurrencesterke arter med tiden tage over, og efaringsmæssigt vil blomsterstriber gro til i kvik og andre græsser efter ca. 2 år og vil derefter kræve omlægning (Bertelsen et al. 2015). Ved udsåning af mange både en- og flerårige arter kan en rimelig dækning med blomsterplanter, især på mager jord, forventes opretholdt et par år mere, evt. med supplement af nye frø ved starten af det tredje år. Wind & Berthelsen (2013) har tidligere vurderet, at urterne forsvinder på de fleste marker efter 3-4 år uden jordbearbejdning. Schmidt et al (2020) fandt i en 7-årig tysk undersøgelse, der sammenlignede tre blandinger af frø med varierende artsantal, at den mindst artsrige med 6 arter havde signifikant dårligere etableringsevne end de to mest artsrige med mere end tyve arter og et højt indhold af hjemmehørende urter. Efter det første år var den artsfattige blanding stort set forsvundet, og der var sket etablering af græs, medens de to første blandinger og specielt den med flest vilde urter (22 arter) stadig efter syv år havde et højt indhold af blomstrende urter. Der kan således ved artsfattige blandinger være grund til at omlægge årligt, men artsvalget vil have betydning for dette.

Ligesom for blomster- og bestøverbrak (kapitel 6.3 hhv. 6.4) er valget af plantearter afgørende for effekten på bestøverne. De almindelige arter vil nyde godt af blomsterstriben, hvis den sikrer, at der er pollen og nektar til rådighed i hele deres aktive periode, hvorimod det kræver en omhyggelig udvælgelse af plantearterne, hvis blomsterstriberne skal udgøre en føderessource for en større diversitet af insekter og for sjældnere arter til (Wood et al. 2017, Burkle et al. 2020, Strandberg et al. 2021). Varigheden af blomsterstriben vil også betyde meget for effekten på bestøverne. Specielt de arter af sommerfugle og svirrefluer, som kan forventes at gennemføre hele deres livscyklus i blomsterstriben, jf kapitel 3.4 og 3.5, kan blive påvirket ved omlægning.

Som for insektvolde og græsstriber gælder, at placering i nærheden af træer vil øge muligheden for, at svirrefluer kan benytte habitatet, og en lun placering vil være en fordel, hvis virkemidlet praktiseres så langvarigt, at jordboende insekter kan benytte arealet som redehabitat. I lighed med græsstriber vil blomsterstriber dog næppe kunne tilfredsstille kravene til levesteder for ret mange enlige bier eller humlebier (jf. kapitel 3.2 og 3.3).

Vildt- og bivenlige tiltag har ingen gødningsnorm, og landmanden forventes derfor ikke at gøde dem, men pga. det generelt høje næringsstofindhold i landbrugsjord vil det næppe have betydning for floraens udvikling. Der er ingen retningslinjer for pesticidanvendelse i blomsterstriber (LBST 2020a), men sprøjtning bør undgås af hensyn til blomstringen og insekternes overlevelse.

Forventningen er, at virkemidlet vil understøtte almindelige, ikke beskyttelseskrævende arter, og at truede arter kun i yderst begrænset omfang om overhovedet vil have gavn af tiltaget. Desuden vil blomsterstriber, som angivet i Tabel 6.1, kun for meget få arter levere alle de ressourcer, som arterne har behov for for at gennemføre en fuld livscyklus jf. kapitlerne 3.2-3.5.

Tabel 6.1. Forventet betydning af virkemidlet "Blomsterstriber" for vilde bestøvende insekter og deres krav til ressourcehabitatet ved gældende praksis, og hvis neden for anbefalede praksis i forhold til biodiversitet anvendes. Nederst i tabellen angives, om alle artsgruppens levestedskrav er opfyldt.

	Enlige bier			Humlebier			Dagsommerfugle	Svirreflugter	
	oligolektiske	polylektiske	redeparasitter	langtungede	korttungede	redeparasitter		+ træer	lysåbent
Levested for juvenile	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Ja, afhængigt af vegetationen og praksis kan en varierende andel leve der	nej	Ja, afhængigt af vegetationen og praksis kan en varierende andel leve der
Føde for juvenile	Usandsynligt, men skal tilgodeses ved udsåning og praksis	Ja, men skal tilgodeses ved udsåning og praksis	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, men skal tilgodeses ved udsåning og praksis	Ja, men skal tilgodeses specifikt ved udsåning	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, afhængigt af vegetationen og praksis kan en varierende andel leve der	nej	Ja, afhængigt af vegetationen og praksis kan en varierende andel leve der
Levested for adulte	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Ja, for nogle arter	Nej	Ja, for nogle arter
Føde for adulte	Kun hvis fødeplante tilgodeses ved udsåning og praksis	Ja, hvis fødeplante tilgodeses ved udsåning og praksis	Ja, hvis fødeplante tilgodeses ved udsåning og praksis	Ja, hvis fødeplante tilgodeses ved udsåning og praksis	Ja, hvis fødeplante tilgodeses ved udsåning og praksis	Ja, hvis fødeplante tilgodeses ved udsåning og praksis	Ja, men blomstrende planter skal tilgodeses ved udsåning og praksis	Ja, men skal tilgodeses specifikt ved udsåning	Ja, men blomstrende planter skal tilgodeses ved udsåning og praksis
Overvintringssted	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Ja, afhængigt af vegetationen og praksis kan en varierende andel leve der	Nej	Ja, afhængigt af vegetationen og praksis kan en varierende andel leve der
Er alle ressourcebehov dækket?	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej, men kan evt. tilgodeses	Nej	Nej, men kan evt. tilgodeses

6.1.3 Anbefalet implementering af virkemidlet ”Blomsterstriber” for vilde bestøvende insekter.

Da hensigten med blomsterstriber er at fremme bestøvende insekter, er nedenstående anbefalinger i vid udstrækning identiske med de anbefalinger, der er givet for biodiversitet generelt i Dalgaard et al. (2020). Blomsterstriber kan ved implementering af nedenstående anbefalinger i øget omfang bidrage til dækning af fødebehovet hos vilde bestøvende insekter. De anbefalede forbedringer vil dog ikke øge virkemidlets værdi i forhold til ressourcebehovet i øvrigt.

- Den udsåede blanding bør bestå af en- og flerårige arter, hvis blomstring dækker hele bestøversæsonen.
- For at understøtte en divers bestøverfauna bør der etableres en liste med anbefalede arter, hvoraf der skal vælges mindst ti arter. Listen bør indeholde oplysninger om plantearternes krav til jordbund samt om øvrige tilknyttede insektarter mhp. at undgå økologiske fælder.
- Blomsterstriber vil gavne de bestøvende insekter mest, hvis de ligger uomlagte så længe som muligt, dog forudsat at der opretholdes en høj dækning af blomstrende arter.
- Jordbearbejdning i forbindelse med anlæggelse eller tilbagelægning bør ske før 1. marts eller efter 1. oktober.
- Blomsterstriber bør ikke behandles med pesticider.
- For at sikre langvarig blomstring og tillade, at fx sommerfulge kan gennemføre hele deres livscyklus, bør nuværende praksis med ikke at slå blomsterstriberne opretholdes, evt. med mulighed for slæt om vinteren (efter 1. oktober og før 1. marts).
- Placering på et lunt sted i nærheden af træbevoksning vil fremme værdien for vilde bestøvende insekter.

6.2 Bestøverbrak

Braklægning var en del af tidligere tiders landbrugsdrift og havde en positiv betydning for biodiversiteten i agerlandet, fordi områder, som ikke pløjes og dyrkes, giver plads til arter af dyr og planter, som ikke klarer sig i dyrkede marker (Bertelsen et al. 2008). De nuværende brakordninger (slåningsbrak, blomsterbrak og bestøverbrak) har dog langt fra en tilsvarende betydning for biodiversiteten, idet arealerne tilsås med græs og/eller urter og slås hvert år (Dalgaard et al. 2020). Blandt de tre braklægningstiltag adskiller bestøverbrak sig ved i højere grad end blomsterbrak og især slåningsbrak direkte at fokusere på at forbedre fourageringsforholdene for bestøvende insekter.

6.2.1 Nuværende regler og praksis

Neden for beskrevne regler og praksis for bestøverbrak er stort set identisk med den beskrivelse, der findes vedr. nuværende forhold i Dalgaard et al. (2020).

Bestøverbrak sås med en blanding af nektar- og pollenproducerende planter, som kan fungere som fødegrundlag for bestøvende insekter (LBST 2020d). Blandingen skal indholde mindst 3 forskellige arter, som fremgår af Vejledning om grøn støtte (LBST 2020c).

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 2020b, c).

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, c). Der er i grundbetalingsordningerne ingen øvre grænse for, hvor længe det samme areal må henligge i brak, men det toårige aktivitetskrav fordrer en omlægning minimum hvert andet år.

Anlæg og/eller ændringer, som tiltaget indebærer: Bestøverbrak etableres senest den 30. april, frøblandingens 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, c, Pedersen og Møllerup 2018).

6.2.2 Effekter på vilde bestøvende insekter

Selvom bestøverbrak har til hensigt at forbedre fourageringsmulighederne for bestøvende insekter, skal der ifølge nuværende regler og praksis kun sås to plantearter pr. m², udvalgt fra en planteliste over 28 godkendte arter, der kan indgå i en blomsterblanding til bestøverbrak (LBST 2019b, c Bruus et al. 2016). På listen er flere plantearter, hvis blomster tiltrækker mange insekter, som fx alm. rundbælg (*Anthyllis vulneraria*), alm. kællingetand (*Lotus cornicularius*) og blåhat (*Knautia arvensis*), men desværre ses disse arter sjældent på arealer med bestøverbrak eller i blomsterstriber. Hvilke plantearter, en frøblanding bør indeholde, afhænger naturligvis af, hvilke insekter man gerne vil understøtte. Som det fremgår af Burkle et al. (2020) og Nichols et al. (2019) er der plantearter, som generelt understøtter mange insekter. Hvilke plantearter, det er, afhænger dog af, hvilken insektgruppe, enlige bier, humlebier, sommerfugle eller svirreflugter, der betragtes. Desuden er det forskellige planterarter, der er mest betydningsfulde på forskellige tidspunkter gennem sæsonen. Som det fremgår af Tabel 6.2 er det derfor nødvendigt at tilgodesee arternes/artsgruppernes behov, for at bestøverbrak kan have en gavnlig effekt på fourageringsmulighederne. Endelig fandt Burkle et al. (2020), at selvom nogle plantearter besøges af mange arter af bier, skal man vælge plantearter, der specifikt understøtter en given og mere sjælden art af bier, hvis man vil understøtte disse. Såning af to-tre arter som i de gældende anbefalinger understøtter således, uanset hvor attraktive de er, kun en begrænset andel af de vilde bestøvende insekter og kun i en begrænset del af sæsonen.

Hvis hensigten er at understøtte en diversitet af vilde bestøvende insekter, bør der indgå mange plantearter i frøblandingens; jo flere desto bedre. Flere undersøgelser har således dokumenteret, at et øget antal arter af urter i fx blomsterstriber og bestøverbrak øger mængden af bier og andre insekter, der tiltrækkes (Strandberg et al. 2013a, Strandberg 2017, Wood et al. 2017, Ebeling et al. 2018, Nichols et al. 2019, Burkle et al. 2020). En bredt sammensat frøblanding, som sikrer pollen og nektar over hele bestøversæsonen, samt at vigtige værtsplanter for sommerfuglelarver er tilstede, øger den positive effekt på bestøverfaunaen, under forudsætning af at bestøverbrakken får lov at blomstre i to eller flere sæsoner. Bestøverbrak kan desuden udgøre en vigtig fødekilde for honningbier, hvilket kan reducere behovet for at flytte bifamilierne fra landbrugsområderne, når rapsen er afblomstret.

En del sommerfugle og svirrefluer, hvis larver lever på urteagtige planter, vil kunne gennemføre hele deres livscyklus i brakarealet, som det fremgår af tabel 6.2. Det er mindre sandsynligt, at jordboende bier vil udnytte den plane markflade til redested, jf. kapitel 3.2 og 3.3. Ved længerevarende braklægning kan det dog ikke udelukkes, at jordboende arter vil have deres rede i marken, men brakarealet kan ikke anses for et egnet overvintringssted for humlebier, se Tabel 6.2. Overordnet tilgodeser virkemidlet således langt fra alle de krav til levestederne, som vilde bestøvende insekter har, også selv om praksis ændres, som anbefalet neden for.

Bestøverbrak er ikke omfattet af aktivitetskrav i anlægsåret og skal derfor ikke slås. I det/de efterfølgende år skal arealet dog slås én gang enten forår eller sommer uden for perioden 1. maj til 31. juli. Slåning vil reducere værdien af arealerne for insekterne betydeligt, selvom det sker uden for den angivne periode (Elmeros et al. 2014). Perioden vil med fordel kunne forlænges, som angivet i anbefalingerne (kap. 6.2.3), således at slåning er forbudt i perioden 1. marts til 1. oktober.

Med de gældende regler for omlægning af bestøverbrak kan nedvisning ske allerede 1. juli. Det betyder, at planterne, om overhovedet, kun vil blomstre en begrænset del af den sæson. Om- eller tilbagelægning medfører også risiko for, at området kan blive en økologisk fælde. Som for de øvrige braktyper kan det være vanskeligt helt at undgå, men ved at vælge tidspunkt for omlægning samt kun at behandle en del af arealet kan skaderne på insekterne begrænses, og det gælder i særlig grad sommerfugle og svirrefluer, der gennemfører hele deres livscyklus på arealet, som det også fremgår af anbefalingerne i kapitel 6.2.3.

6.2.3 Anbefalet implementering af virkemidlet "Bestøverbrak" for vilde bestøvende insekter

Da hensigten med bestøverbrak er at fremme bestøvende insekter, er nedenstående anbefalinger i vid udstrækning identiske med de anbefalinger, der er givet for biodiversitet generelt i Dalgaard et al. (2020). Betydningen af bestøverbrak for vilde bestøvende insekter vil især kunne forbedres ved at øge antallet af plantearter i frøblanding. Desuden kan forhold omkring slåning og om- og tilbagelægning forbedres. Bestøverbrak kan ved implementering af nedenstående anbefalinger i øget omfang bidrage til dækning af fødebehovet hos vilde bestøvende insekter. De anbefalede forbedringer vil dog ikke øge virkemidlets værdi i forhold til ressourcebehovet i øvrigt.

- Et øget antal plantearter, der udgør gode pollen- og nektarplanter samt er vigtige værtsplanter for sommerfuglelarver, vil gavne bestøverne. Vi foreslår, at der som minimum indgår 10-15 plantearter i frøblandingene, og gerne flere. Plantediversiteten kan eventuelt også forbedres ved fremspiring fra jordens frøpulje eller via frø bragt ind ved assisteret spredning, se kap. 9.4
- Blomsterblandinger bør sammensættes således, at der indgår arter fra flere familier og arter, som blomster over hele bestøversæsonen.
- Plantelisten bør revideres og tilføjes information om krav til jordbund samt informationer om, hvor mange og hvilke arter / artsgrupper, der udnytter plantearten til fouragering.
- Forbud mod slåning bør udvides, således at forbuddet dækker hele perioden 1. marts til 1. oktober.

Tabel 6.2. Forventet betydning af virkemidlet "Bestøverbrak" for vilde bestøvende insekter og deres krav til ressourcehabitatet ved gældende praksis, og hvis neden for anbefalede praksis i forhold til biodiversitet anvendes. Nederst i tabellen angives, om alle artsgruppens levestedskrav er opfyldt.

	Enlige bier			Humlebie			Dagsommerfugle	Svirrefluer	
	oligolektiske	polylektiske	redeparasitter	langtungede	korttungede	redeparasitter		træer	lysåbent
Levested for juvenile	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Ja, afhængigt af vegetationen og praksis kan en varierende andel leve der	nej	Ja, afhængigt af vegetationen og praksis kan en varierende andel leve der
Føde for juvenile	Usandsynligt, men skal tilgodeses ved udsåning og praksis	Ja, men skal tilgodeses ved udsåning og praksis	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, men skal tilgodeses ved udsåning og praksis	Ja, men skal tilgodeses specifikt ved udsåning	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, afhængigt af vegetationen og praksis kan en varierende andel leve der	nej	Ja, afhængigt af vegetationen og praksis kan en varierende andel leve der
Levested for adulte	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Ja, for nogle arter	Nej	Ja, for nogle arter
Føde for adulte	Kun hvis fødeplante tilgodeses ved udsåning og praksis	Ja, hvis fødeplante tilgodeses ved udsåning og praksis	Ja, hvis fødeplante tilgodeses ved udsåning og praksis	Ja, hvis fødeplante tilgodeses ved udsåning og praksis	Ja, hvis fødeplante tilgodeses ved udsåning og praksis	Ja, hvis fødeplante tilgodeses ved udsåning og praksis	Ja, men blomstrende planter skal tilgodeses ved udsåning og praksis	Ja, men skal tilgodeses specifikt ved udsåning	Ja, men blomstrende planter skal tilgodeses ved udsåning og praksis
Overvintringssted	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Ja, afhængigt af vegetationen og praksis kan en varierende andel leve der	Nej	Ja, afhængigt af vegetationen og praksis kan en varierende andel leve der
Er alle ressourcebehov dækket?	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej, men kan evt. tilgodeses	Nej	Nej, men kan evt. tilgodeses

- For at begrænse den negative effekt ved om- og tilbagelægning bør brak-arealet opdeles i områder, som minimum 2 dele, som behandles forskudt, og nedvisning og jordbearbejdning bør primært foregå før 1. marts og efter 1. oktober.
- Bestøverbrak kan med fordel gøres længerevarende, mere end toårig.
- Muligheden for anlæg og ompløjning samme år bør, som anbefalet af Dalgaard et al. (2020), fjernes.

6.3 Blomsterbrak

Blomsterbrak ligner på mange punkter bestøverbrak, bortset fra at de planter, der sås, ikke udelukkende vælges blandt pollen- og nektarrige arter, men også skal producere frø til gavn for især fugle og vildt. Blomsterbrak har således til hensigt ikke bare at forbedre fourageringsforhold for blomsterbesøgende insekter, men også at gavne fugle og vildt.

6.3.1 Nuværende regler og praksis

Neden for beskrevne regler og praksis for blomsterbrak er stort set identisk med den beskrivelse, der findes vedr. nuværende forhold i Dalgaard et al. (2020).

Blomsterbrak tilsås med mindst to plantearter pr. m² af nektar- og frøproducerende planter, som kan fungere som fødegrundlag for bestøvende insekter, fugle og små pattedyr (LBST 2020b, d). Som de øvrige brakarealer må blomsterbrak ikke anvendes til produktion, og der må således hverken tilføres jordforbedringsmidler eller pesticider.

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 2020b, d).

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

Anlæg og/eller ændringer, som tiltaget indebærer: Ifølge de nuværende regler skal blomsterbrak etableres senest den 30. april. Frøblanding 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 oprettholdes et minimum på to frø- og nektarproducerende arter pr. m² gennem hele perioden (LBST, 2020b).

6.3.2 Effekter på vilde bestøvende insekter

Som i bestøverbrak (6.2) og slåningsbrak (kap.6.4) vil plantediversiteten i blomsterbrak afspejle jordbundsforholdene og dyrkningshistorien. Direkte såning frem for såning efter pløjning kan fremme spiringen af frøpuljens frø (Tscharntke et al. 2011, Vickery et al. 2014). Blomsterbrak med få arter af blomstrende planter vil kun tiltrække få, almindelige arter af bestøvende insekter (Wood et al. 2017, Burkle et al. 2020), og de største positive effekter på vilde

bier opnås ved at anvende betydeligt flere, helst hjemmehørende arter (Nichols et al. 2019). Imidlertid er frøpuljen ofte artsfattig, hvorfor assisteret spredning (kap. 9.4) er oplagt som middel til at sikre flere, lokalt forekommende plantearter. Den største værdi for vilde bestøvende insekter fås ved at udså en blanding af mange af de plantearter, der kan tjene som føde- og eller værtsplanter for bestøverne. Derudover er det afgørende, at blandingen sammensættes, så der bliver en kontinuerlig blomstring, hvorved fødebehovet for insekterne kan dækkes gennem hele deres aktive periode. Til sammensætningen af en sådan blanding kan listen i Strandberg et al. (2021) anvendes til at finde egnede arter, deres blomstringstid og deres krav til jordbunden.

Ud over betydningen af floraens sammensætning vil blomsterbrakkens effekt på de bestøvende insekter i høj grad afhænge af, hvordan virkemidlet praktiseres. En stor positiv effekt på de bestøvende insekter kræver ikke mindst, at blomsterbrakken får lejlighed til at blomstre, hvilket de nuværende regler for etablering, slåning og omlægning ikke nødvendigvis sikrer. Der er desuden risiko for at skabe en økologisk fælde især i forhold til sommerfugle. Risikoen for dette er størst, hvis blomsterbrakken pløjes om, og arealet tilsås med vinterafgrøder samme år, som blomsterbrakken er anlagt, hvilket de nuværende regler tillader som beskrevet ovenfor. Tilsvarende vil tidspunktet for eventuel slåning have betydning for såvel blomstringen som muligheden for insekterne for at gennemføre livscyklus. En del af problemet kan undgås ved kun at pløje eller slå en del af arealet et givent år. Som for blomsterstriber vil antallet af udsåede arter have betydning for, hvor længe arealet kan fungere som fødehabitat for de vilde bestøvende insekter uden omlægning.

Kravet om jordbehandling som minimum hvert andet år udgør især en risiko for de arter, der har rede (humlebier og enlige bier) eller på anden vis overvintrer i marken (primært sommerfugle). Blandt humlebier har 62 % af de redebyggende arter sædvanligvis deres rede i jorden. Det tilsvarende tal for enlige bier er 70 %. Generelt har hverken humlebier eller enlige bier dog deres rede på markfladen. Jordboende arter i begge grupper foretrækker at placere reden på steder med fast jord uden eller med sparsom vegetation (Nichols et al. 2020, Skovgaard 1943, Osborne et al. 2008).

Som sammenfattet i Tabel 6.3 vil blomsterbrak ved den rette praksis kunne gavne især de polylektiske arter af bestøvende insekter, men det vil kræve tilpasninger af virkemidlet, som går videre end de nuværende regler. Samlet set bidrager blomsterbrak udelukkende med føde, og derfor mangler væsentlige levestedsressourcer i forhold til at opfylde alle ressourcebehov for vilde bestøvende insekter, som beskrevet i kapitlerne 3.2-3.5.

6.3.3 Anbefalet implementering af virkemidlet "Blomsterbrak" for vilde bestøvende insekter.

Da hensigten med blomsterbrak bl.a. er at fremme bestøvende insekter er nedenstående anbefalinger i et vist omfang identiske med de anbefalinger, der er givet for biodiversitet generelt i Dalgaard et al. (2020). Betydningen af blomsterbrak for vilde bestøvende insekter vil især kunne forbedres ved at øge antallet af plantearter i frøblanding. Desuden kan forhold omkring slåning og om- og tilbagelægning forbedres. Blomsterbrak kan ved implementering af nedenstående anbefalinger i øget omfang bidrage til dækning af fødebehovet hos vilde bestøvende insekter. De anbefalede forbedringer vil dog ikke øge virkemidlets værdi i forhold til ressourcebehovet i øvrigt.

Tabel 6.1. Forventet påvirkning af virkemidlet "Blomsterbrak" for vilde bestøvende insekter og deres krav til ressourcehabitatet ved gældende praksis, og hvis neden for anbefalede praksis i forhold til biodiversitet anvendes. Nederst i tabellen angives, om alle artsgruppens levestedskrav er opfyldt.

	Enlige bier			Humlebie			Dagsommerfugle	Svirrefluer	
	oligolektiske	polylektiske	redeparasitter	langtungede	korttungede	redeparasitter		+ træer	lysåbent
Levested for juvenile	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Ja, afhængigt af vegetationen og praksis kan en varierende andel leve der	nej	Ja, afhængigt af vegetationen og praksis kan en varierende andel leve der
Føde for juvenile	Usandsynligt, men skal tilgodeses ved udsåning og praksis	Ja, men skal tilgodeses ved udsåning og praksis	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, men skal tilgodeses ved udsåning og praksis	Ja, men skal tilgodeses specifikt ved udsåning	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, afhængigt af vegetationen og praksis kan en varierende andel leve der	nej	Ja, afhængigt af vegetationen og praksis kan en varierende andel leve der
Levested for adulte	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Ja, for nogle arter	Nej	Ja, for nogle arter
Føde for adulte	Kun hvis fødeplante tilgodeses ved udsåning og praksis	Ja, hvis fødeplante tilgodeses ved udsåning og praksis	Ja, hvis fødeplante tilgodeses ved udsåning og praksis	Ja, hvis fødeplante tilgodeses ved udsåning og praksis	Ja, hvis fødeplante tilgodeses ved udsåning og praksis	Ja, hvis fødeplante tilgodeses ved udsåning og praksis	Ja, men blomstrende planter skal tilgodeses ved udsåning og praksis	Ja, men skal tilgodeses specifikt ved udsåning	Ja, men blomstrende planter skal tilgodeses ved udsåning og praksis
Overvintringssted	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Ja, afhængigt af vegetationen og praksis kan en varierende andel leve der	Nej	Ja, afhængigt af vegetationen og praksis kan en varierende andel leve der
Er alle ressourcebehov dækket?	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej, men kan evt. tilgodeses	Nej	Nej, men kan evt. tilgodeses

- For at sikre en gavnlig effekt på den brede bestøverfauna bør blomsterbrak indeholde 10-15 blomstrende plantearter etableret ved fremspiring fra frøpuljen, assisteret spredning eller almindelig udsåning. Egnede arter, som understøtter mange arter af bestøvende insekter og sikrer blomster i hele bestøversæsonen og i flere sæsoner samt værtsplanter for sommerfuglelarver, kan findes i Strandberg et al. (2021).
- Blomsterbrakarealet kan med fordel opdeles i to eller flere dele, som sås, slås og omlægges forskudt. Dette bør være et krav, hvis blomsterbrak praktiseres som toårig.
- Slåning bør undgås i perioden 1. marts-1. oktober for at sikre blomstring og tillade insekterne at fuldføre livscyklus. Tilsvarende bør jordbearbejdning foregå før 1. marts og efter 1. oktober.
- For at sikre blomstring og tillade insekterne at fuldføre deres livscyklus bør muligheden for at anlægge og ompløje blomsterbrak samme år fjernes. Der bør gives mulighed for omlægning med længere mellemrum end de nuværende to år, dog stadig med et krav om et vist antal blomstrende og frøsettende arter.
- Blomsterbrak kan med fordel placeres tæt på arealer med bar, tør og varm jord.

6.4 Slåningsbrak, årlig eller reduceret aktivitet

Slåningsbrak har i modsætning til bestøver- og blomsterbrak ikke krav om tilsåning. I praksis sås dog ofte en græsblanding og arealer, der har været anmeldt som slåningsbrak, kan efter 5 år overgå til permanent græs (se kapitel 6.10).

6.4.1 Nuværende regler og praksis

Neden for beskrevne regler og praksis for slåningsbrak er identiske med den beskrivelse, der findes vedr. nuværende forhold i Dalgaard et al. (2020).

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 2020b, d).

Omfang: Der er aktuelt krav om en minimumslandbrugsaktivitet, der medfører, 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, d). 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, d). Plantematerialet må ikke fjernes, men kan evt. samles i en stak på arealet; desuden må der ikke ske græsning (LBST 2020b).

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

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 2020b), hvilket medfører, at slåningsbrak kan etableres som udlæg af græs i dækafrøde, være en græsmark der fortsættes som en barkmark 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 2020d). Fra 1. juli må plantedækket på braklagte arealer nedvisnes forud for jordbehandling fra 1. august i forbindelse med etablering af en vintersæd.

6.4.2 Effekter på vilde bestøvende insekter

Regler og praksis, som er gældende, er i høj grad med til at reducere betydningen af slåningsbrak i forhold til biodiversitet (Dalgaard et al. 2020). Udsåning af kulturgræsser resulterer således i en vegetation bestående af få plantearter, hvilket kun understøtter få faunainteraktioner (fx Scherber et al. 2010), og slåningsbrak vil derfor kun have marginal betydning for biodiversiteten generelt (Dalgaard et al. 2020), men også være af begrænset betydning for diversiteten af vilde bestøvende insekter (Tabel 6.2). Dog kan dagsommerfugle, hvor værtsplanter for laverne er græsser, have gavn af slåningsbrak tilsået med græsser. Tilgængeligheden af græsser i landskabet vil normalt ikke være begrænsende for dagsommerfuglene, hvorfor tilsåning med kulturgræsser vurderes at have en meget begrænset værdi også for sommerfugle (Tabel 6.2). Aktivitetskravet på slåningsbrak kan desuden være til skade for sommerfugleæg, larver eller pupper, der forekommer på arealet når det slås, hvorved arealet kan fungere som en økologisk fælde.

Slåningsbrak, der etableres på overvintrende stubmark, vil generelt resultere i en mere artsrig flora, der også kan give føde og levesteder for en mere artsrig insektfauna (Tscharntke et al. 2011, Mogensen et al. 1997, Bertelsen et al. 2008). Da frøbanken i agerjord generelt er artsfattig (Török et al. 2018, Lang et al. 2018) og afstanden til naturlige habitater, hvorfra andre arter kan spredes, ofte er lang, vil etablering af nye arter via naturlig frøspredning dog være en tidskrævende proces (Török et al. 2018). Assisteret frøspredning, som er beskrevet i kap. 9.4, kan være en måde at øge plantediversiteten og dermed fødegrundlaget for insekterne på arealet.

Generelt gavner længerevarende braklægning ikke kun plantediversiteten, men vil også øge heterogeniteten og variationen i mikro-habitater og dermed gavne insektlivet (Wood et al. 2017, Ebeling et al. 2018, Strandberg et al. 2013b). Betydningen af slåningsbrak for plantediversiteten afhænger i høj grad af jordbunden. På tørre, sandede og næringsfattige jorde er mulighederne størst for at opnå en artsrig flora, især hvor såning af kulturgræsser undlades. 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 plantediversiteten til gengæld ofte være lav, idet der typisk etableres en artsfattig og meget tæt vegetation, især hvor der sås kulturgræsser, men også hvor plantedækket etableres ud fra den eksisterende frøbank. Her vil få, konkurrencestærke arter typisk blive dominerende. En tilsvarende effekt ses på lavbundsjarde, hvor der ofte er ophobet store mængder af næringsstoffer (Dalgaard et al. 2020). Konkurrencearter som stor nælde, agertidsel, tagrør og kæmpe-bjørneklo er generelt gode fødeplanter for mange arter af bestøvende insekter, men sammenlignet med en vegetation bestående af en større diversitet af planter, har de dog en begrænset betydning.

Græstuer og en i øvrigt mere heterogen overfladestruktur vil også være gavnlig i forhold til arealernes egnethed som redested for humlebier. Især blandt korttunge humlebier har en stor del af arterne rede i jorden, men antallet af humlebireder på markfladen er generelt lavt jf. kap. 3.2.2, hvorfor vi vurderer, at slåningsbrak har en marginal betydning som levested for vilde bier (Tabel 6.2). Der findes dog ikke undersøgelser af tætheden af reder på ældre arealer med slåningsbrak. Slåning, der i langt højere grad end græsning resulterer i en homogen overflade, begrænser sandsynligvis dannelsen af ovennævnte mikrostrukturer, således at arealet ikke vil være egnet som redehabitat.

I forår og forsommer er der ofte mange blomster i agerlandet især i levende hegn, men hen på sommeren er blomsterressourcerne hyppigt mere begrænsede (se kap. 4). Slåning, som er en del af praksis ved slåningsbrak, medvirker til at reducere værdien af arealerne yderligere, idet fødetilgængeligheden begrænses; men jo færre slæt og jo senere de foretages, desto længere periode vil brakarealet potentielt udgøre en føderessource (Elmeros et al. 2014). Fravær af pesticider gavner ligeledes mængden af blomster på arealet og i nabohabitater til marken (Strandberg et al. 2013a), se også kap. 9.1 om økologisk jordbrug.

Da der på arealer med slåningsbrak hverken må ske græsning eller høslæt med fjernelse af det afklippede materiale, vil mulighederne for, at der dannes åbninger i vegetationen, hvor nye arter kan etablere sig, være begrænsede. Høstet plantebiomasse må dog gerne blive på marken, hvis det samles i en bunke. Dette er der dog ikke noget driftsøkonomisk incitament til, jf. Dalgaard et al. (2020).

Ved tilbagelægning af slåningsbrak til produktionsmark er der risiko for, at arealet kan fungere som en økologisk fælde, idet der kan forekomme insekter på arealet. Ved tilbagelægning af brakarealet fandt Ganser et al. (2019) en markant reduktion (i gennemsnit 59 % på tværs af artsgrupper), især blandt led-dyr som biller og edderkopper, der lever i vegetationen og på jordoverfladen. Blandt de bestøvende insekter vil det især være sommerfugleæg, larver eller pupper, der kan blive ødelagt ved tilbagelægning, hvorfor vi anbefaler, at tilbagelægning ikke sker på hele arealet samtidig, se kap. 6.2.3.

Samlet set bidrager slåningsbrak kun i begrænset omfang til vilde bestøvende insekters ressourcebehov, idet det udelukkende er fødebehovet for et begrænset antal arter, der tilgodeses (Tabel 6.4).

6.4.3 Anbefalet implementering af "Slåningsbrak" som virkemiddel i forhold til vilde bestøvende insekter

Betydningen af slåningsbrak for vilde bestøvende insekter vil især kunne forbedres ved at ændre praksis omkring anlæg samt hyppighed af og tidspunkter for slåning. Slåningsbrak kan ved implementering af nedenstående anbefalinger i øget omfang bidrage til dækning af fødebehovet hos vilde bestøvende insekter. De anbefalede forbedringer vil dog ikke øge virkemidlets værdi i forhold til ressourcebehovet i øvrigt.

I forhold til etablering af slåningsbrak vil udsåning af gode bi-planter og / eller værtsplanter for sommerfuglelarver være væsentlig for værdien af arealet. Etablering i stubmark uden udsåning af kulturgræs vil også være bedre end udsåning af kulturgræsser. Assisteret spredning af vilde frø via lokalt høstet hø fra artsrige arealer kan med fordel benyttes ved etablering af brakarealet, se i øvrigt kap. 9.4.

Tabel 6.4. Forventet betydning af virkemidlet "Slåningsbrak" for vilde bestøvende insekter og deres krav til ressourcehabitatet ved gældende praksis, og hvis neden for anbefalede praksis i forhold til biodiversitet anvendes. Nederst i tabellen angives, om alle artsgruppens levestedskrav er opfyldt.

	Enlige bier			Humlebier			Dagsommerfugle	Svirrefluer	
	oligolektiske	polylektiske	redeparasitter	langtungede	korttungede	redeparasitter		+træer	lysåbent
Levested for juvenile	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Ja, afhængigt af vegetationen kan en varierende andel leve der	nej	Ja, afhængigt af vegetationen kan en varierende andel leve der
Føde for juvenile	Usandsynligt, men kan tilgodeses ved udsåning og praksis	Måske, men skal tilgodeses ved udsåning og praksis	Ja, såfremt værten tilgodeses	Måske, men skal tilgodeses ved udsåning og praksis	Måske, men skal tilgodeses ved udsåning og praksis	Ja, såfremt værten tilgodeses	Måske, men skal tilgodeses ved udsåning og praksis	nej	Ja, for nogle arter men skal tilgodeses ved udsåning og praksis
Levested for adulte	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Ja, for nogle arter	nej	Ja, for nogle arter
Føde for adulte	Usandsynligt, men kan tilgodeses ved udsåning og praksis	Måske, men skal tilgodeses ved udsåning og praksis	Ja, såfremt værten tilgodeses	Måske, men skal tilgodeses ved udsåning og praksis	Måske, men skal tilgodeses ved udsåning og praksis	Ja, såfremt værten tilgodeses	Måske, men skal tilgodeses ved udsåning og praksis	nej	Ja, for nogle arter men skal tilgodeses ved udsåning og praksis
Overvintringssted	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Ja, afhængigt af vegetation og praksis kan en varierende andel overvintre	nej	Ja
Alle ressourcebehov dækket	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej, men kan tilgodeses for nogle arter	Nej	Nej, men kan tilgodeses for nogle arter

Forbud mod slåning bør udvides fra de nuværende 3 måneder, 1. maj - 31. juli, til 7 måneder, 1. april – 1. oktober. Vi anbefaler desuden, at slåning i vintermånederne, gerne sen-vinter (februar-marts), overvejes, hvor det er muligt.

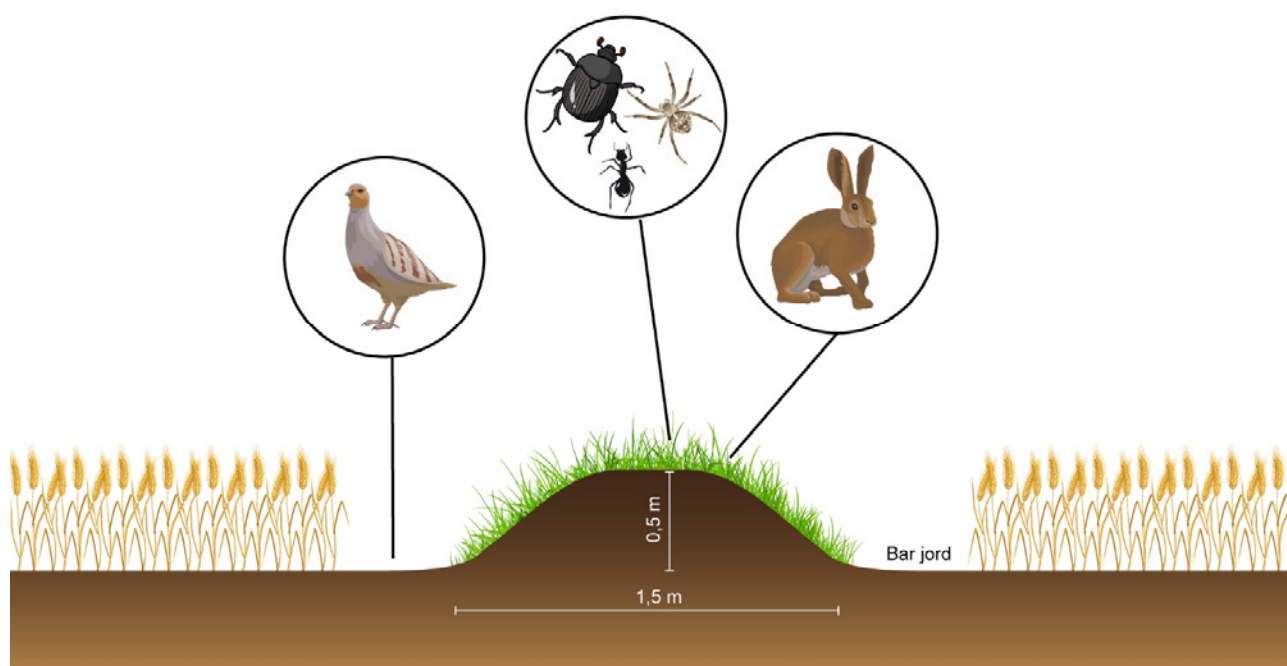
Brakarealers værdi øges generelt med alderen, hvorvidt dette er tilfældet for slåningsbrak afhænger i høj af anlægsforhold samt tidspunkt for og hyppighed af slåning. Med mindre disse anlægs- og driftsforhold sigter mod en optimering af biodiversiteten, er der ikke nogen værdi forbundet med, at virkemidlet har en længere levetid.

Opdeling af brakarealet i to eller flere delområder, som det også er anbefalet af Dalgaard et al. (2020), vil reducere de negative effekter ved slåning og tilbagelægning, idet der hele tiden vil være uforstyrrede områder i marken, som kan fungere som refugier, hvorfra rekruttering kan ske.

Betydningen af slåningsbrak for vilde bestøvende insekter vil forbedres, hvor virkemidlet kombineres med andre virkemidler. Brakarealet kan med fordel etableres ved levende hegn og andre småbiotoper, som udgør gode rede- og levesteder for insekterne.

6.5 Insektvolde

På dyrkningsfladen kan insektvolden bidrage med såvel struktur som en ændret artsammensætning i forhold til mark i omdrift. Insektvolden er som vist i Figur 6.1 en jordvold, der etableres på markfladen. Insektvolden har samme funktion som jorddiger og i nogen udstrækning markskel og lysåbne levende hegn. Vegetationen er domineret af flerårige arter, og området udgør et flerårigt relativt uforstyrret leve- og /eller overvintringssted primært for insekter, herunder vilde bestøvende insekter, men også fx jordrugende fugle kan have gavn af volden. Det primære formål er også, som navnet siger, at fremme insektfaunaen og i sin nuværende praksis specifikt insekter, som er prædatorer på skadevoldende insekter i marken, især lus.



Figur 6.1. Illustration af insektvold.

6.5.1 Nuværende regler og praksis

Neden for beskrevne regler og praksis er identiske med den beskrivelse, der findes vedr. nuværende forhold i Dalgaard et al. (2020).

Placering: Insektvolde etableres på markfladen (Figur 6.1.), og den største effekt i forhold til bekæmpelse af skadevoldere opnås, når volden etableres inde på markfladen 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 plovfurur 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 skadevoldere anlægges inde på markfladen, og at der etableres mere end en 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 plovfurur (Figur 6.2). 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 2020a, b), 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 fx 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.

Figur 6.2. Etablering af insektvold ved sammenpløjning af flere plovfurur (Foto: Morten Telling).



Der er ikke noget aktivitetskrav til insektvolde, men de skal ifølge faktaark 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.

6.5.2 Effekter på vilde bestøvende insekter

Der er to forhold, som vil være afgørende for betydningen af insektvolde for bestøvende insekter, nemlig hvilke plantearter, der sås, og hvor på marken insektvolden placeres.

Selvom insektvolde indgår som et af flere vildt- og bivenlige tiltag (LBST 2020a, b), anlægges insektvolde traditionelt med henblik på at fremme bekæmpelsen af skadevoldere, primært bladlus, i afgrøden. Med henblik på at skabe et velegnet habitat for prædatorer som løbebiller, rovbiller og edderkopper (tæppespindere og jagtedderkopper) vælger man ofte at tilså volden med tuegræsser som hundegræs, strand-svingel og eng-rottehale (timote), og for at opnå størst mulig bekæmpelse af skadevoldere anbefales at placere insektvolden inde på markfladen. På sådanne græsdominerede insektvolde etableres generelt få urter, og træer og buske skal ifølge de nugældende regler begrænses, således at der ikke er mere end 100 spredte træer og buske pr. ha, og de må ikke opnå en højde over 1 m (LBST 2020e).

Undersøgelser af betydningen af insektvolde i forhold til biodiversitet er fokuseret på førnævnte prædatorer. Vi har således kun fundet en undersøgelse, der inkluderer såkaldte side-effekter ved insektvolde på andre insekter, og den har udelukkende set på betydningen på sommerfugle gennem sommerperioden (Thomas & Goulson 2000).

Thomas & Goulson (2000) fandt udelukkende en række af de mest almindelige sommerfuglearter som stor-, lille- og grønåret kålsommerfugl, græsrand-øje, skråstregbredpande og stor bredpande på insektvoldene. For sommerfuglearter, der foretrækker varme og åbne mikro-habitater, som fx bredpander (Streitberger & Fartmann 2013), kan insektvolden virke som et attraktivt habitat. Dog forventer vi ikke umiddelbart, at sjældne arter, som fx spættet bredpande (*Pyrgus malvae*), som Streitberg og Fartmann undersøgte, vil optræde på insektvolden, da larverne har specifikke krav til værtsplanterne. Arter, der som skråstregbredpande og stor bredpande har græsser som værtsplanter, vil være mere sandsynlige. Som det fremgår af Tabel 6.5 vurderer vi derfor også, at insektvolden, hvis den skal have betydning for flere forskellige arter af sommerfugle, skal tilsås både med urter og græsser, der er værtsplanter for sommerfuglelarver. Stoltze et al. (2020) giver et fint overblik over værtsplanter for danske sommerfuglearter.

Da vegetationen på insektvolden generelt er græsdomineret, og der kun forventes etableret få og spredte blomsterplanter, hvis det ikke tilgodeses ved udsåningen af urter, vil betydningen af insektvolden for blomstersøgende insekter være begrænset (Tabel 6.5).

Insektvolden vil potentielt kunne bidrage med egnede redesteder til vilde bier. Nogle humlebier, men også mange enlige bier, har deres rede i jorden, især på tørre og uforstyrrede steder. Som det fremgår af Tabel 5.2 (side 39), er

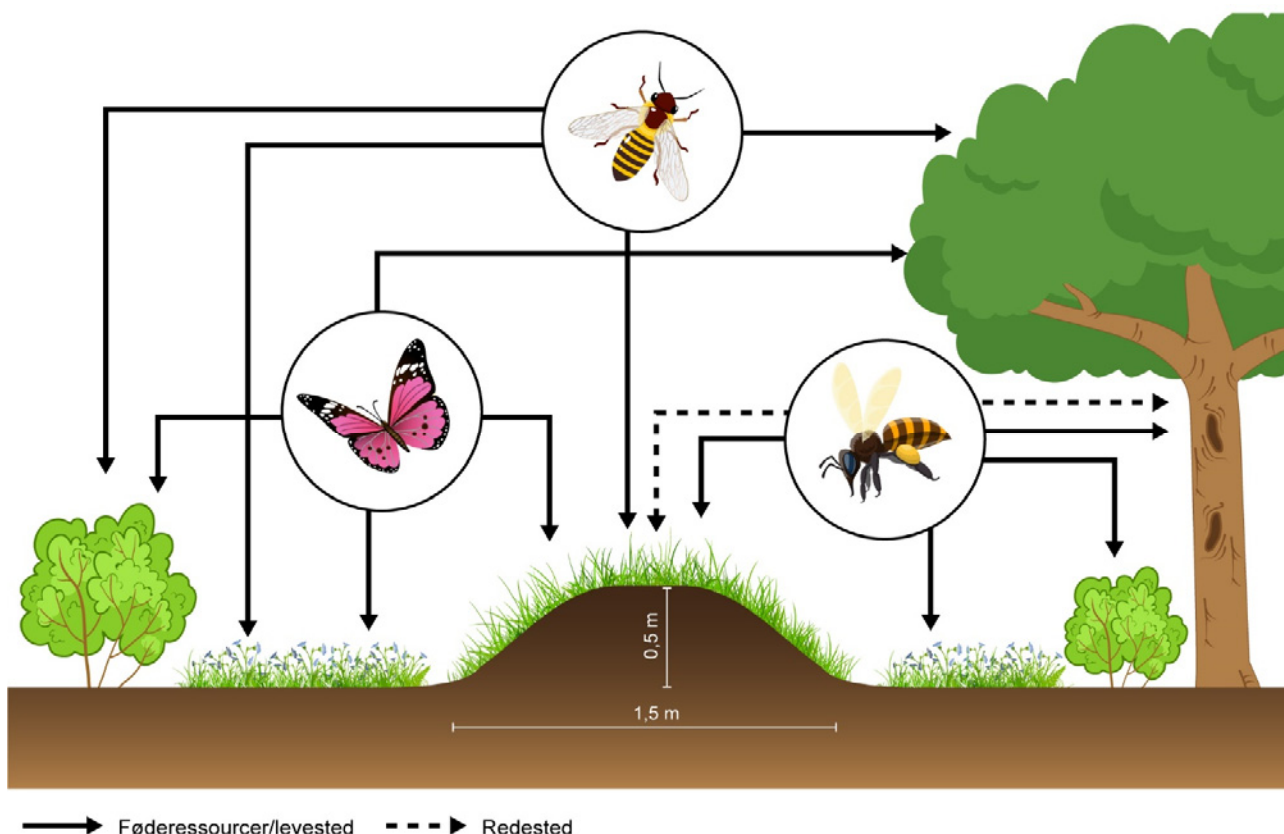
andelen af jordboende arter især høj blandt oligolektiske, enlige bier (76 % af arterne) og blandt de korttungede humlebier (80 % af arterne). Skovgaard (1943) fandt i undersøgelse af egnede redehabitater for humlebier den højeste tæthed af humlebireder i jorddiger. Hvorvidt de jordboende bier vil benytte insektvolden som redested vil dog afhænge af både placering på marken, og hvor tæt vegetationsdækket er. 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. Kun de fire humlebi-arter tilhørende *Bombus terrestris*-komplekset, dvs. lys og mørk jordhumle, kravejordhumle og pilejordhumle, der alle er korttungede og har en betydelig længere fødesøgningsafstand (> 750 m jf. Knight et al. 2005) end øvrige vilde bier, vil kunne udnytte en insektvold, der ligger inde på markfladen som redested. I hvilken udstrækning de vil gøre det, er der ingen undersøgelser, der belyser. I vurderingen af betydningen af insektvolde som virkemiddel i forhold til vilde bestøvende insekter (Tabel 6.5) har vi derfor vurderet, at placering af jordvolden samt udsåning af urter er af afgørende betydning for bier.

Hvis insektvolden målrettes bier og andre blomsterbesøgende insekter ved at tilså den med en blanding af plantearter, der i særlig grad understøtter en diversitet af insekter (jf. Strandberg et al. 2021), og desuden placerer volden langs levende hegn eller tæt på andre småbiotoper, vil værdien for bestøvende insekter kunne øges betragteligt, som illustreret i Figur 6.3. Forventningen vil dog fortsat være, at virkemidlet primært vil understøtte almindelige ikke beskyttelseskrævende arter, og at truede arter i yderst begrænset omfang, om overhovedet, vil have gavn af tiltaget. Desuden vil insektvolde kun for et begrænset antal arter levere alle de ressourcer, som arterne har behov for at gennemføre en fuld livscyklus, jf. kapitlerne 3.2-3.5.

Der findes ikke undersøgelser af betydningen af insektvolde for svirrefluer, men arter, som har det åbne land som levested og ikke kræver tilstedeværelse af dødt ved, vil i nogen grad kunne tilgodeses, hvis vegetationen på insektvolden indeholder blomstrende urter, som er føde for voksne svirrefluer.

I Tabel 6.5 er vores vurdering af betydningen af insektvolde for vilde bestøvende insekter sammenfattet, og som det fremgår, understøtter virkemidlet i sin nuværende praksis og udformning ikke alle de krav til levestedet, som de forskellige grupper af vilde bestøvende insekter stiller. Som det også fremgår både af tabellen og teksten oven for, er der imidlertid mulighed for at virkemidlet vil kunne implementeres på en måde, der i højere grad tilgodeser vilde bestøvende insekter, især jordboende bier, men også sommerfugle og i nogen grad svirrefluer kan tilgodeses. Vores anbefalinger til implementering fremgår af kap. 6.5.3.

Fravær af pesticider og gødskning på insektvolden er afgjort en fordel for den gavnlige effekt af virkemidlet på vilde bestøvende insekter, og det forøger i det hele taget biotopværdien, hvis tilstødende marker ikke sprøjtes og gødes. Betydningen af insektvolde for vilde bestøvende insekter vurderes derfor at være højere på økologiske bedrifter, hvor der ikke anvendes pesticider og derfor er langt mindre risiko for afdrift af pesticider, end på tilsvarende konventionelle marker, hvor afdrift ikke med sikkerhed kan undgås. På disse bedrifter kan insektvolden beskyttes ved, at en bufferzone (kap. 8.4) anlægges ved siden af volden.



Figur 6.3. Illustration af hvordan en insektvold ved placering tæt på andre naturelementer (træer og/eller buske) kan være til gavn for vilde bestøvende insekter, der kan have volden som levested (redested) og/eller fødehabitat. Efter Westrich 2018.

6.5.3 Anbefalet implementering af "Insektvolde" som virkemiddel i forhold til vilde bestøvende insekter

I forhold til opnåelse af betydelig effekt på vilde bestøvende insekter er det primært valget af plantearter til såning og placering af insektvolden, der er af betydning. Desuden anbefaler vi, at insektvolde som minimum er 5 årige og gerne længerevarende. Ved implementering af disse anbefalinger vil insektvolde kunne bidrage med vigtige levestedsressourcer for en del vilde bestøvende insekter.

- I forhold til opnåelse af den største effekt på diversiteten af vilde bestøvende insekter anbefales såning af en artsrig flora gerne af flerårige arter, der i særlig grad understøtter blomstersøgende insekter.
- Ved valg af planter til såning kan det være en god ide at vælge værtsplanter for bredpander (se App. 1), da disse sommerfugle foretrækker varme åbne mikro-habitater. Det kunne fx være almindelig kællingetand, skovjordsbær, tormentil eller knoldet mjøldurt. Flere af disse planter er også gode fødeplanter for bier. Hvis volden tilsås med græsser, vil kun sommerfugle, der benytter græsser som værtsplante for larverne, kunne tilgodeses.
- Vi anbefaler, at volden placeres langs hegn eller anden eksisterende kantbiotop.
- Virkemidlet kan med fordel kombineres med økologisk landbrugspraksis eller anden praksis, hvor der ikke anvendes pesticider.
- Udsåning af urter kan suppleres med eller erstattes af assisteret spredning, se kap. 9.4.

Tabel 6.5. Forventet betydning af virkemidlet "Insektvolde" for vilde bestøvende insekter og deres krav til ressourcehabitatet ved gældende praksis, og hvis neden for anbefalede praksis i forhold til biodiversitet anvendes. Nederst i tabellen angives, om alle artsgruppens levestedskrav er opfyldt.

	Enlige bier			Humlebier			Dagsommerfugle	Svirrefluer	
	oligolektiske	polylektiske	redeparasitter	langtungede	korttungede	redeparasitter		træer	lysåbent
Levested for juvenile	Ja, men skal tilgodeses ved udsåning	Ja, men skal tilgodeses ved udsåning	Ja, men skal tilgodeses ved udsåning	Ja, men skal tilgodeses ved udsåning	Ja, men skal tilgodeses ved udsåning	Ja, men skal tilgodeses ved udsåning	Ja, men skal tilgodeses ved udsåning	Ja, men skal tilgodeses ved udsåning	Ja, men skal tilgodeses ved udsåning
Føde for juvenile	Usandsynlig	Ja, men skal tilgodeses ved udsåning	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, men skal tilgodeses ved udsåning	Ja, men skal tilgodeses ved udsåning	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, afhængig af vegetationen kan en varierende andel leve der	nej	Ja, afhængig af vegetationen kan en varierende andel leve der
Levested for adulte	Ja, muligt redested for jordboende arter	Ja, muligt redested for jordboende arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, muligt redested for jordboende arter	Ja, muligt redested for jordboende arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja	nej	Ja
Føde for adulte	Usandsynligt	Ja, men skal tilgodeses ved udsåning	Ja, men skal tilgodeses ved udsåning	Ja, men skal tilgodeses ved udsåning	Ja, men skal tilgodeses ved udsåning	Ja, men skal tilgodeses ved udsåning	Ja, men afhænger af blomstring	nej	Ja, men afhænger af blomstring
Overvintringssted	Ja, for jordboende arter	Ja, for jordboende arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for jordboende arter	Ja, for jordboende arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja. Æg, larver og pupper kan overvinde her hvis egnet struktur er tilstede	nej	Ja, men afhænger af vegetationen
Alle ressourcebehov dækket	Usandsynligt	Nej, men kan tilgodeses for jordboende arter ved placering og såning	Ja, men kræver at værtens krav tilgodeses	Nej, men kan tilgodeses for jordboende arter ved placering og såning	Nej, men kan tilgodeses for jordboende arter ved placering og såning	Ja, men kræver at værtens krav tilgodeses	Nej, men kan tilgodeses ved såning af urter såvel som græsser	Nej	Ja, men skal tilgodeses ved såning af urter såvel som græsser

6.6 Vildtstriber med græs

Vildtstriber er en samlet betegnelse for striber anlagt på eller langs kanten af markfladen og indgår som et vildt- og bivenligt tiltag (LBST 2020a, b). Dette kapitel dækker tilsåede græsstriber, mens insektvolde, blomsterstriber og barjordsstriber er dækket i kap. 6.5, 6.1 hhv. 6.7. Vildtstriber med græs er primært rettet mod at forbedre forholdene for harer og andet vildt (Bertelsen et al. 2015; LBST 2020a, b) og vil derfor have meget begrænset betydning for vilde bestøvende insekter. Nuværende regler og praksis for virkemidlet fremgår af Dalgaard et al. (2020).

6.6.1 Effekter på vilde bestøvende insekter

Da virkemidlet er målrettet harer og andet vildt, vil det, som beskrevet i Dalgaard et al. (2020), kræve betydelige tilpasninger, hvis virkemidlet også skal have væsentligt gavn for de bestøvende insekter. En del af disse tilpasninger vil forringe kvaliteten for den egentlige målgruppe, vildtet, og desuden vil vildtstriber med græs aldrig blive et virkemiddel, som kan tilgodese alle ressourcebehov for de bestøvende insekter, måske bortset fra enkelte arter af sommerfugle. Vurderingen af betydningen af virkemidlet er derfor udelukkende baseret på gældende regler og praksis (Tabel 6.6).

6.6.2 Anbefalet implementering af "Vildtstriber med græs" som virkemiddel i forhold til vilde bestøvende insekter

Da vildtstriber med græs ikke udgør et egnet virkemiddel, som kan tilgodese vigtige ressourcebehov for vilde bestøvende insekter bortset fra enkelte arter af sommerfugle, og da hensigten med virkemidlet ikke er at understøtte disse insekter, men vildtet, gives ingen anbefalinger i forhold til implementering af virkemidlet.

Tabel 6.6. Forventet betydning af virkemidlet "Vildtstriber med græs" for vilde bestøvende insekter og deres krav til ressourcehabitatet ved gældende praksis. Nederst i tabellen angives, om alle artsgruppens levestedskrav er opfyldt.

	Enlige bier			Humlebier			Dagsommerfugle	Svirrefluer	
	oligolektiske	polylektiske	redeparasitter	langtungede	korttungede	redeparasitter		træer	lysåbent
Levested for juvenile	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Ja, for enkelte arter men de skal tilgodeses ved praksis	Nej	Nej
Føde for juvenile	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Ja, for enkelte arter men de skal tilgodeses ved praksis	Nej	Nej
Levested for adulte	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Ja, for enkelte arter men de skal tilgodeses ved praksis	Nej	Nej
Føde for adulte	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Ja, for enkelte arter men de skal tilgodeses ved praksis	Nej	Usandsynligt
Overvintringssted	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Ja, for enkelte arter men de skal tilgodeses ved praksis	Nej	Nej
Alle ressourcebehov dækket	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Ja, for enkelte arter	Nej	Nej

6.7 Barjordsstribe

En barjordsstribe er et areal, der friholdes for vegetation gennem hele vækstsæsonen. Barjordsstriber, hvor hensigten primært er at gavne fugle og unger af hare og hjortevildt, indgår blandt de vildt- og bivenlige tiltag (LBST 2020). Såfremt striben ligger et solbeskinnet sted, vil den varme og tørre jord være vigtig for ungerne, der kan tørre i solen (Bertelsen et al. 2015; LBST 2020b). Den varme tørre jord vil også tiltrække insekter, bl.a. sommerfugle, der ynder at opholde sig sådanne solvarme steder (Stoltze et al. 2020), men udgør i øvrigt ikke et egnet levested for vilde bestøvende insekter. Nuværende regler og praksis for virkemidlet fremgår af Dalgaard et al. (2020).

6.7.1 Effekter på vilde bestøvende insekter

Som for vildtstriber med græs gælder, at praksis for barjordsstriber vil kræve en omfattende tilpasning for at kunne gavne de bestøvende insekter, jf. Dalgaard et al. (2020), hvilket vil forringe værdien for de fugle og pattedyr, som virkemidlet egentlig er rettet mod. Desuden vil barjordsstriber ikke kunne opfylde vigtige ressourcebehov for bestøvende insekter, måske med undtagelse af enkelte arter af sommerfugle. Betydningen af virkemidlet er derfor udelukkende vurderet for gældende praksis (Tabel 6.7). Nogle bestøvende insekter har gavn af pletter med permanent forekomst af uforstyrret, varm, bar jord (Dicks et al. 2015, Heneberg et al. 2017, Nichols et al. 2020), men grundet aktivitetskrav til barjordsstriber jf. Dalgaard et al. (2020) vil disse forhold ikke blive opfyldt i barjordsstriber.

6.7.2 Anbefalet implementering af "Barjordsstriber" som virkemiddel i forhold til vilde bestøvende insekter

Da vil barjordsstriber ikke udgør et egnet virkemiddel, som kan tilgodese vigtige ressourcebehov for vilde bestøvende insekter, og da hensigten med virkemidlet ikke er at understøtte disse insekter, men fugle og vildt, gives ingen anbefalinger i forhold til implementering af virkemidlet.

Tabel 6.7. Forventet betydning af virkemidlet "Barjordstriber" for vilde bestøvende insekter og deres krav til ressourcehabitatet ved gældende praksis. Nederst i tabellen angives, om alle artsgruppens levestedskrav er opfyldt.

	Enlige bier			Humlebier			Dagsommerfugle	Svirrefluer	
	oligolektiske	polylektiske	redeparasitter	langtungede	korttungede	redeparasitter		træer	lysåbent
Levested for juvenile	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
Føde for juvenile	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Nej	Nej	Nej
Levested for adulte	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
Føde for adulte	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Nej	Usandsynligt
Overvintringssted	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
Alle ressourcebehov dækket	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej

6.8 Permanent græs

Betegnelsen 'permanent græs' er vildledende og bliver ofte (mis)forstået som vedvarende græsarealer, altså græsarealer, der ikke har været omlagt i en længere årrække, men det er ikke tilfældet. Et græsareal betegnes som permanent græs, hvis det har ligget med græs i mere end 5 år i træk, også selvom arealet inden for perioden har været jordbearbejdet, men er genetableret med nyt græs (LBST 2018a, 2020 b, c). I den 5-årige periode frem til arealet kan overgå til status af permanent græs kan arealet være anmeldt som alm. slåningsbrak (LBST 2018a, 2020b, c).

6.8.1 Nuværende regler og praksis

Neden for beskrevne regler og praksis for virkemidlet permanent græs er identiske med den beskrivelse, der findes vedr. nuværende forhold i Dalgaard et al. (2020).

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 (LBST 2020b, c). 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 (LBST 2020b, c).

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, fx ved strigling, for at vedligeholde græsdækket, men rodnettet på det eksisterende plantedække må ikke ødelægges (LBST 2020b, c). Disse vedvarende græsarealer beskrives nærmere i kapitel 7.1.

6.8.2 Effekter på vilde bestøvende insekter

Arealer med permanent græs tilsås med en græsblanding med få urter, typisk udelukkende rød- og hvidkløver, og indeholder derfor meget få plantearter. Hvis produktivitet og næringsværdi i det høstede materiale falder, omlægges arealet med få års mellemrum; græs til græs. Arealet vil derfor uanset varigheden af tiltaget forblive græsdomineret og med en yderst begrænset diversitet af tokimbladede arter. Selvom om kløverarterne er gode fødekilder for især humlebier, og rødkløver er en af de mest værdifulde fødeplanter for

langtunge humlebier, vil permanent græs generelt kun give føderesourcer til en begrænset diversitet af vilde bestøvende insekter (Tabel 6.8).

Selvom der ifølge reglerne kun er krav om ét slæt om året, ligesom det er tilfældet for slåningsbrak, skal arealet slås i perioden 1. juni til 25. oktober. I praksis bliver permanent græs dog slået betydelig oftere, typisk med 3-5 gange i aktivitetsperioden (Dansk Landbrugsrådgivning u.å). Betydningen af virkemidlet for vilde bestøvende insekter forringes derved markant, idet hyppig slåning medfører, at rødkløver og eventuelle andre urter, der forekommer på arealet, ikke får mulighed for at blomstre gennem en stor del af sæsonen. Rødkløver ses typisk først i blomst, efter at slåningen er ophørt sidst i august, eller i løbet af september. Kun hvidkløver blomstrer godt og fremmes i nogen grad ved 3-4 slæt jævnt fordelt hen over sommeren (Strandberg et al. 2013a). Selvom hvidkløver er en god pollen- og nektarplante, understøtter den kun et begrænset antal bestøvende insekter (Nichols et al. 2019; Strandberg et al. 2013a), og permanent græs understøtter derfor kun bestøvende insekter i begrænset omfang (Tabel 6.8), da marken, ligesom det er beskrevet for virkemidlet slåningsbrak (kap. 6.4), ikke er velegnet som redested.

Der findes frøblandinger på markedet primært til økologiske græsmarker (Naturmælks-blanding), der indeholder flere urter, fx kommen, esparsette, alm. kællingetand, bibernelle og cikorie. Betydningen af disse for biodiversiteten generelt er beskrevet i Dalgaard et al. (2020). I forhold til betydningen for vilde bestøvende insekter er såning af sådanne blandinger desværre ikke af særlig værdi, idet arealerne fortsat slås hyppigt. Hvis slåning begrænses til ét højest to slæt, og det andet slæt ligger sent på sæsonen, vil værdifulde arter som alm. kællingetand og cikorie nå at blomstre og dermed kunne understøtte en divers bestøverfauna (Cong et al. 2020, Nichols et al. 2019, Strandberg et al. 2013a, 2021).

Arealer med permanent græs må også afgræsses eventuelt i kombination med slåning. Intensiv sommergræsning har dog en tilsvarende negativ effekt på blomstring (Milchunas et al. 1988, 1998) som slåning og dermed på værdien af arealet for vilde bestøvende insekter. Igangværende undersøgelser af blomstring ved forskellige græsningsregimer (ekstensiv helårsgræsning, sommergræsning, vintergræsning) samt slåning tyder på, at ekstensiv helårsgræsning understøtter en større diversitet af blomstrende urter, og blomstringen er mere intensiv på disse arealer end ved andre behandlinger (Hansen in prep.).

Sammenfattende må vi konkludere, at permanent græs har en meget begrænset værdi for vilde bestøvende insekter, og de fleste krav til ressourcehabitatet jf. kapitel 3.2-3.5 vil ikke være opfyldt (Tabel 6.10), hvilket er ærgerligt, da permanent græs er et af de virkemidler, der har den største arealmæssige udbredelse i Danmark (jf Dalgaard et al. 2020), og da der af miljømæssige årsager er krav om, at andelen af permanent græs på landsplan ikke falder væsentligt (LBST 2018a, 2020c). Værdien af arealerne som føde for vilde bestøvende insekter kan dog øges i et vist omfang, som det fremgår af anbefalingerne, kap. 6.8.3, hvorimod insekternes øvrige levestedskrav ikke vil blive tilgodeset.

Tabel 6.8. Forventet betydning af virkemidlet "Permanent græs" for vilde bestøvende insekter og deres krav til ressourcehabitatet ved gældende praksis, og hvis neden for anbefalede praksis i forhold til biodiversitet anvendes. Nederst i tabellen angives, om alle artsgruppens levestedskrav er opfyldt.

	Enlige bier			Humlebier			Dagsommerfugle	Svirrefluer	
	oligolektiske	polylektiske	redeparasitter	langtungede	korttungede	redeparasitter		træer	lysåbent
Levested for juvenile	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Nej, men kan tilgodeses ved ændret praksis	nej	usandsynligt
Føde for juvenile	Usandsynligt	Ja, men kun i meget begrænset omfang	Ja, men kun såfremt værten tilgodeses	Ja, hvis rød- og hvidkløver for lov at blomstre	Ja, hvis rød- og hvidkløver for lov at blomstre	Ja, men kun såfremt værten tilgodeses	Ja, hvis praksis muliggør det	nej	Ja, hvis praksis muliggør det
Levested for adulte	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	nej	Usandsynligt
Føde for adulte	Usandsynligt	Ja, men kun i meget begrænset omfang	Ja, men kun såfremt værten tilgodeses	Ja, hvis rød- og hvidkløver for lov at blomstre	Ja, hvis rød- og hvidkløver for lov at blomstre	Ja, men kun såfremt værten tilgodeses	Ja, hvis praksis muliggør det	nej	Ja, hvis praksis muliggør det
Overvintringssted	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej, men kan tilgodeses ved ændret praksis	Nej	Nej
Alle ressourcebehov dækket	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej, men en ændret praksis kan muliggøre det	Nej	Nej

6.8.3 Anbefalet implementering af virkemidlet "Permanent græs" i forhold til vilde bestøvende insekter

Hvis permant græs skal have betydning for vilde bestøvende insekter, kan arealernes værdi som føderessource forøges, især ved at andelen af fødeplanter for vilde bestøvende insekter øges betydeligt i frøblandingerne samt ved en ændring af slåningspraksis. De anbefalede forbedringer vil dog ikke øge virkemidlets værdi i forhold til ressourcebehovet i øvrigt.

- I forhold til opnåelse af den største effekt på diversiteten af vilde bestøvende insekter anbefales såning af en artsrig flora gerne af flerårige arter, der i særlig grad understøtter blomstersøgende insekter.
- Slåning skal begrænses til ét maksimalt to slæt gennem sæsonen, hvis værdien af arealet som føderessource for vilde bestøvende insekter skal forbedres. Den sene slåning skal ligge sent på sommeren som muligt, helst i september eller oktober.
- Ekstensiv helårsgræsning formodes at resultere i en betydelig større mængde af urter, der blomster, end andre græsningsregimer og bør foretrækkes frem for disse. Hvis den ekstensive helårsgræsning kombineres med såning af en urterig blanding, vil arealet kunne give føde til flere arter af blomstersøgende insekter.
- Opdeling af marken i to eller flere delområder, som anbefalet af Dalgaard et al. (2020), vil reducere de negative effekter ved slåning, græsning og tilbagelægning, idet der hele tiden vil være dele af marken, hvor føderessourcer er tilgængelige, som kan fungere som refugie ved tilbagelægning.

6.9 Vandhuller og andre små vådområder

Vandhuller og små vådområder er en samlebetegnelse for ferske vådområder med permanent vandspejl under normale vejrforhold. Sådanne områder kan give plads til bl.a. padder, hvoraf en tredjedel af de danske arter er truede (Fog 2019). Små permanente vådområder er sjældne i landbrugslandet, men er samtidig væsentlige for langt de fleste organismegrupper. Det gælder også for vilde bestøvende insekter, hvor omkring halvdelen af svirrefluearterne er tilknyttet vandige miljøer, og både sommerfugle og bier har også gavn af adgang til ferskvand. Vegetationen omkring vådområderne kan desuden udgøre en vigtig fødekilde for mange insekter.

6.9.1 Nuværende regler og praksis

Neden for beskrevne regler og praksis er identiske med den beskrivelse, der findes vedr. nuværende forhold i Dalgaard et al. (2020), og omhandler udelukkende vandhuller, der etableres mhp. biodiversitet, dvs. ikke vådområder i relation til vandmiljølovgivningen mv.

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

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 2020a).

6.9.2 Effekter på vilde bestøvende insekter

Den øgede strukturelle diversitet i form af både vand og en udyrket randzone vil gavne floraen og de vilde bestøvende insekter, idet der vil være habitater for flere plantearter, og mange arter af bestøvere vil kunne udnyttet habitatet som føderessource, levested og redested pga. den øgede plante- og habitatdiversitet.

Som regel indfinder den naturlige flora sig kort tid efter etablering af et vandhul, men indvandringen af såvel flora som fauna sker som regel hurtigere, hvis vandhullet placeres nær andre vandhuller eller søer (Søndergaard et al. 2002). Såvel vandfasen som bredzonen med varierende vandpåvirkning og den udyrkede zone omkring vandhullet giver plads til flere plantearter, hvilket vil være til gavn for de bestøvende insekter. Små vådområder med åben vandflade har meget varierende plantediversitet både på kanter, bræmmer og i vandet (Eriksen et al. 2020). Ofte er der tale om en ret artsfattig vegetation af næringstolerante arter som fx tagrør, dunhammer og manna-sødgræs. I forhold til vilde bestøvende insekter har disse arter meget begrænset betydning. En art enlig bi, tagrørmaskebi (*Hylaeus pectoralis*), har dog sin rede i de såkaldte cigargalder, som stor cigargalle-fritflue (*Liparia lucens*) laver i stråene af tagrør. I nogle vådområder etableres en betydeligt mere artsrig flora, hvilket forventes at gavne bestøverdiversiteten, som i vid udstrækning er relateret til plantediversiteten (Strandberg 2017).

Den vandpåvirkede randzone omkring vandhullerne forventes med tiden at kunne få en flerårig flora, der vil være betydeligt mere varieret end en mark i omdrift, selv om den i mange år vil være domineret af kvælstofelskende arter som kraftige græsser og høje stauder (Walker et al., 2004; Ejrnæs & Nygaard, 2011a; Fredshavn and Strandberg, 2013). Den varierede vegetation af primært flerårige arter vil sammen med fraværet af jordbearbejdning give flere levesteder for de vilde bestøvende insekter. Derudover vil de fugtige forhold og tilstedeværelsen af dødt organisk materiale tiltrække en del svirrefluer, jf. kapitel 3.5.

Placering i nærheden af småskove, læhegn eller krat vil formentlig gøre vandhullet mere attraktivt for de svirrefluer, som kun lever i habitater med træbevoksning (kapitel 3.5). Den samme effekt kan muligvis opnås ved i randzonen at tillade opvækst af vedplanter, gerne pil, som udgør en vigtig føderessource for mange bestøvende insekter tidligt på året og er nødvendig for en række enlige bier, der er specialister og udelukkende samler pollen på pil, jf. kapitel 3.3.

Som for alle nyanlagte småbiotoper vil vandhullerne i første omgang primært tilgodese forholdsvis almindelige arter, og truede arter af bestøvende insekter vil formentlig først indfinde sig efter mange år, om overhovedet. Dette understreger vigtigheden af at bevare og pleje eksisterende vandhuller.

Andre typer af vandhuller og vådområder, fx minivådområder, er målrettet reduktion af næringsstofbelastningen af søer og vandløb og vil derfor generelt være meget næringsstofbelastede, hvorfor værdien som føderessource for bestøvende insekter vil være begrænset, bortset fra at nogle arter af sommerfugle og svirreflugter måske vil kunne bruge habitatet som levested.

Som opsummeret i Tabel 6.9 har vandhuller et betydeligt potentiale for at gavne de bestøvende insekter, specielt hvis praksis ændres, som anbefalet i kap. 6.9.3, så opvækst af vedplanter i randzonen tillades.

6.9.3 Anbefalet implementering af virkemidlet "Vandhuller" i forhold til vilde bestøvende insekter

I forhold til opnåelse af betydelig effekt på vilde bestøvende insekter er det primært via sammensætningen af vegetationen, inkl. opvækst eller plantning af træer og buske, at det er muligt at forbedre værdien for vilde bestøvende insekter. Desuden anbefaler vi, at vandhuller etableres som et længerevarende tiltag. Hvis sådanne forbedringer implementeres, vil vandhuller, inklusive den omgivende randzone, kunne bidrage med ressourcehabitater for en del vilde bestøvende insekter.

- Af hensyn til en hurtig rekruttering af arter bør vandhuller placeres tæt på andre vandhuller/søer.
- Placering i nærheden af træbevoksning eller opvækst af vedplanter i randzonen vil øge værdien for bestøvende insekter.
- Af hensyn til udviklingen af floraen som føderessource og værdien af habitatet som levested for de vilde bestøvende insekter bør der være et krav om virkemidlets varighed også for helt små vandhuller, der ikke er omfattet af nogen form for beskyttelse, til enten fx 25 år eller, som for de større vandhuller, der er omfattet af Naturbeskyttelseslovens §3, der ikke må ændre karakter.
- Kravet om en usprøjtet og ugødet bufferzone bør opretholdes for at undgå påvirkning af såvel flora som de bestøvende insekter.
- Jf. Dalgaard et al. (2020) er størrelsen af vandhullerne ikke afgørende.

Tabel 6.9. Forventet betydning af virkemidlet "Vandhuller og andre vådområder", inkl. det obligatoriske randområde, for vilde bestøvende insekter og deres krav til ressourcehabitatet ved gældende praksis, og hvis neden for anbefalede praksis i forhold til biodiversitet anvendes. Nederst i tabellen angives om alle artsgruppens levestedskrav er opfyldt.

	Enlige bier			Humlebier			Dagsommerfugle	Svirrefluer	
	oligolektiske	polylektiske	redeparasitter	langtungede	korttungede	redeparasitter		træer	lysåbent
Levested for juvenile	Ja, for enkelte arter	Ja, for enkelte arter	Ja, men kun såfremt værten tilgodeses	Ja, for enkelte	Ja, for enkelte	Kun såfremt værten tilgodeses	Ja, for nogle arter	Nej, med mindre vedplanter tillades	Ja, for en del arter
Føde for juvenile	Ja, især hvis opvækst af pil tillades	Ja, men afhænger af vegetationen	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, men afhænger af vegetationen	Ja, men afhænger af vegetationen	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, men afhænger af vegetationen	Nej, med mindre vedplanter tillades	Ja, for en del arter
Levested for adulte	Ja, for enkelte arter	Ja, for enkelte arter	Ja, men kun såfremt værten tilgodeses	Ja, for enkelte	Ja, for enkelte	Kun såfremt værten tilgodeses	Ja, for nogle arter	Nej, med mindre vedplanter tillades	Ja, for en del arter
Føde for adulte	Ja, især hvis opvækst af pil tillades	Ja, men afhænger af vegetationen	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, men afhænger af vegetationen	Ja, men afhænger af vegetationen	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, men afhænger af vegetationen	Nej, med mindre vedplanter tillades	Ja, for en del arter
Overvintringssted	Ja, for enkelte arter	Ja, for enkelte arter	Ja, men kun såfremt værten tilgodeses	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Ja, for nogle arter	Nej, med mindre vedplanter tillades	Ja, for en del arter
Alle ressourcebehov dækket	Ja, for enkelte arter afhængig af vegetationen	Ja, for enkelte arter afhængig af vegetationen	Ja, såfremt værten tilgodeses	Nej	Nej	Nej	Ja, for nogle arter afhængig af vegetationen	Nej, med mindre vedplanter tillades	Ja, for en del arter

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

Dette kapitel omhandler levende hegn, vildtremiser, krat, småskove og andre småbeplantninger, som kan etableres uden for, men i tilknytning til dyrkningsfladen. Virkemidlerne har som udgangspunkt forskellig målsætning, men da de er ret ens mht. anlæggelse og effekten på de vilde bestøvende insekter, behandles de samlet.

6.10.1 Nuværende regler og praksis

Neden for beskrevne regler og praksis er identiske med den beskrivelse, der findes vedr. nuværende forhold i Dalgaard et al. (2020).

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, fx § 3-beskyttet natur og habitatnatur.

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, egnspecifikke 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 2020b). 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 (LBST 2018b).

6.10.2 Effekter på vilde bestøvende insekter

Læhegn bidrager til den strukturelle diversitet i agerlandet til gavn for mange organismer, herunder vilde bestøvende insekter, som vil kunne udnytte habitatet som levested og føderessource, jf. kapitel 3.2-3.5. Antallet af plantearter i hegnes fodpose vil generelt stige med tiden (fx Litza & Diekmann 2019, Andersen et al. 2014), hvorved hegnes værdi som føderessource for bestøvende insekter stiger. Tilsvarende øges læhegnstræernes værdi som levested for bestøverne også med alderen, på samme måde som det ses for træer i skov (Ejrnæs & Nygaard 2011b, Kraus et al. 2016). Blomstrende buske og træer i hegn vil selvsagt øge værdien som føderessource for bestøverne. Påvirkning fra pesticider, der spredes fra tilstødende marker, vil dog nedsætte antallet af blomster og dermed værdien for bestøverne (Strandberg et al. 2019, Bruus et al. 2008, Boutin et al. 2014).

Eftersom værdien af læhegn for de bestøvende insekter i høj grad afhænger af alderen, er det afgørende, at eksisterende læhegn så vidt muligt bevares. Selv gamle, smalle læhegn, som kun indeholder få træarter, har værdi som redested for mange bier og levested for svirrefluer, ligesom dødt ved tjener som føderessource for mange svirrefluelarver (kapitel 3.5). Bredere læhegn sammensat af flere arter af buske og træer vil med tiden give større strukturel diversitet og danne et skovagtigt habitat. En divers blanding af buske og træer vil tilbyde levesteder, redesteder og føderessourcer til en bredere bestøverfauna, og anvendelse af hjemmehørende arter af træer og buske vil have størst gavnlig effekt (Schmidlin 2018). Ud over at den uforstyrrede jordbund i beplantningerne kan være værdifuld som redested for jordboende bier, har flere arter af bier deres rede i hule plantestængler. Det gælder især blandt maskebier, hvor fx lille maskebi (*Hylaeus brevicornis*) ofte har sin rede i hule brombærstængler.

Krat minder meget om læhegn; blot er de som regel kortere og bredere med en større andel af buske. Betragtningerne for læhegn vedr. værdien for de vilde bestøvende insekter gælder derfor også for krat. Bortset fra at krat ikke samme potentiale i forhold til at tilbyde dødt ved som læhegn, vil også krat med alderen få en større værdi som levested og fødekilde, hvorfor det er vigtigt at bevare eksisterende krat.

Skov, inkl. vildtremiser, småskove og lunde, der er plantet på landbrugsjord, vil i meget lang tid være præget af, at jorden er beriget med næringsstoffer, har et lavt kulstofindhold og mangler de typiske skovplantearter (Schmidt et al. 2008). Idet småskove forventes at få lov til at udvikle sig naturligt, vil der efter mange årtier være store og aldrende træer, som giver en mangfoldighed af levesteder for vilde bier, svirrefluer og sommerfugle. Som for anden skov er den gavnlige effekt for bestøverne størst, hvis skoven får lov at henligge som urørt skov pga. værdien af dødt eller døende ved som både levested og føderessource (Ejrnæs & Nygaard 2011b, Kraus et al. 2016).

Da værdien af skov og småbeplantninger for de vilde bestøvende insekter i så høj grad er afhængig af alderen, har bevaring af eksisterende småskove og småbeplantninger meget større værdi end etablering af nye tilsvarende habitater. Dette bør inddrages i indhold og administration af tilskudsordningerne, idet nye beplantninger primært vil understøtte almindelige arter, og truede arter kun sjældent vil have gavn af tiltaget. Disse forhold og anbefalinger afspejler sig i vurderingerne i Tabel 6.10, hvoraf det også fremgår, at læhegn og andre småbeplantninger potentielt kan opfylde rigtig mange bestøvende insekters ressourcebehov jf. kapitel 3.2-3.5.

Tabel 6.10. Forventet betydning af virkemidlet ”Levende hegn, vildtremiser, krat, småskove og andre småbeplantninger” for vilde bestøvende insekter og deres krav til ressourcehabitatet. Der vil være betydelig forskel mellem effekten af virkemidlet, hvis det implementeres efter gældende praksis, og hvis neden for anbefalede praksis i forhold til biodiversitet anvendes. Nederst i tabellen angives om alle artsgruppens levestedskrav er opfyldt.

	Enlige bier			humlebier			Dagsommerfugle	Svirrefluer	
	oligolektiske	polylektiske	redeparasitter	langtungede	korttungede	redeparasitter		træer	lysåbent
Levested for juvenile	Ja, for en del arter	Ja, for en del arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for en del arter	Ja, for en del arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for en del arter	ja	Ja, for en del arter
Føde for juvenile	Ja, for nogle arter, betinget af plantevalg	Ja, for nogle arter, betinget af plantevalg	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for nogle arter, betinget af plantevalg	Ja, for nogle arter, betinget af plantevalg	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for nogle arter, betinget af plantevalg	ja	Ja, for en del arter
Levested for adulte	Ja, for en del arter	Ja, for en del arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for en del arter	Ja, for en del arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for en del arter	ja	nej
Føde for adulte	Ja, for nogle arter, betinget af plantevalg	Ja, for nogle arter, betinget af plantevalg	Ja, for nogle arter, betinget af plantevalg	Ja, for nogle arter, betinget af plantevalg	Ja, for nogle arter, betinget af plantevalg	Ja, for nogle arter, betinget af plantevalg	Ja, for nogle arter, betinget af plantevalg	Ja, for nogle arter, betinget af plantevalg	Ja, for nogle arter, betinget af plantevalg
Overvintringssted	Ja, for en del arter	Ja, for en del arter	For en del arter	Formentlig for en del arter	Formentlig for en del arter	Formentlig for en del arter	Ja, for en del arter	Ja	nej
Alle ressourcebehov dækket	Ja, for nogle arter, ved rette plantevalg	Ja, ved rette plantevalg og praksis	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, ved rette plantevalg	Ja, ved rette plantevalg og praksis	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, ved rette plantevalg	Ja	Nej

6.10.3 Anbefaling for implementering af virkemidlet ”Levende hegn, vildtremiser, krat, småskove og andre småbeplantninger” i forhold til vilde bestøvende insekter

Værdien for de vilde bestøvende insekter afhænger meget af beplantningernes alder, hvorfor fastholdelseskravet bør være længere, gerne 25 år eller mere. Såfremt beplantningerne får lov til at ældes og nedenstående anbefalinger i øvrigt følges, vil levende hegn, krat og småskove kunne opfylde ressourcebehovet for mange bestøvende insekters.

- For at sikre rekruttering af en divers flora, kan småbeplantninger og hegn med fordel anlægges i nærheden af andre bevoksninger.
- En alsidig artssammensætning af udplantede buske og træer øger den gavnlige effekt for bestøvende insekter. En liste over primært hjemmehørende arter, hvorfra der skal vælges et vist antal, kan sikre en artsrig sammensætning. En sådan liste skal inkludere informationer om blomstrings-tidspunkt for buske og træer, ligesom det bør fremgå, hvilke bestøvende insekter og andre organismer arterne understøtter.
- Af samme grund bør den nuværende liste over tilskudsarter for vildtremiser fastholdes sammen med et krav om, at der plantes en blanding af mindst 10 arter.
- Med henblik på at opnå en skovpræget urteflora kan småbeplantninger med fordel placeres tæt på anden skovagtig vegetation.
- Plejen af træer og buske bør begrænses af hensyn til den naturlige udvikling af floraen og de dertil knyttede arter af bestøvende insekter.
- Af hensyn til plantediversiteten, blomstringen og de vilde bestøvende insekter er det vigtigt at undgå pesticidpåvirkning, hvorfor en kombination med bufferzoner uden anvendelse af sprøjtemidler og gødning anbefales.

6.11 Permanent udtagning af landbrugsarealer

Arealet med småbiotoper er faldet i takt med den intensiverede landbrugsdrift, hvorved mange plante- og insektarter knyttet til græsland er blevet sjældne (Ejrnæs et al. 2011).

En af de bedste metoder til at øge biodiversiteten og skabe flere småbiotoper i agerlandet er at udtage landbrugsjord af omdrift. For tiden fokuseres i Danmark særligt på udtagning af lavbundsjorder, men udtagning af andre arealer vil også kunne skabe mere biodiversitet. Ikke mindst vil udtagning af arealer med mager, tør jord være gavnlig, da disse arealer giver en anden og ofte mere artsrig flora end lavbundsjorder. Den artsrige flora giver sammen med den tørre, varme jordbund levesteder og føderessourcer for en rig fauna, heriblandt en del truede insektarter (Kjær et al. 2020).

I øjeblikket er der statsstøtte til projekter vedrørende udtagning af lavbunds-jorder. Tørre jorder kunne tidligere braklægges, men der er for nuværende ingen virkemidler for udtagning af tørre arealer. Naturprojekter på kulstof-rige lavbundsjorder har til hensigt at nedbringe udledningen af kvælstof og CO₂ fra landbruget til vandmiljøet og atmosfæren ved at ekstensivere driften af landbrugsarealer på kulstofrige lavbundsjorder (LBST 2020f). Udtagningen gavner samtidig naturen, idet der skabes flere og mere sammenhængende naturarealer, og biodiversiteten får mere plads. Projekterne skal som udgangspunkt placeres i hoved- og kystvandoplande med et kvælstofreduktionsbehov og/eller i direkte tilknytning til et Natura 2000-område. Lavbundsprojek-

ter kan dog placeres i hoved- og kystvandoplande uden et kvælstofreduktionsbehov, såfremt de bidrager til at nedbringe mængden af CO₂-ækvivalenter med mindst 13 tons pr. ha pr. år (LBST 2020f).

6.11.1 Effekter på vilde bestøvende insekter

Umiddelbart har udtagning af landbrugsjord et betydeligt natur- og biodiversitetspotentiale, idet landbrugsdriften ophører, og der ikke sker omlægning til anden driftsform som fx skovdrift (Eriksen et al. 2020, Dalgaard et al. 2020). Udtagning vil genrelt føre til en flerårig flora, oftes domineret af græsser og næringskrævende stauder, fordi den opgivne landbrugsjord vil forblive næringsrig i mange år efter udtagning (Walker et al. 2004, Ejrnæs & Nygaard 2011a). Det vil dog oftest være et fremskridt i forhold til mark i omdrift på tilsvarende måde som effekten af braklægning (Fredshavn & Strandberg 2013). Ophøret af jordbearbejdning og etableringen af et permanent plantedække vil gavne mange bestøvende insekter, ikke mindst de jordboende bier, og de vilde planter vil give mere føde til insekterne. Hvilke plantearter, der indfinder sig, vil i høj grad afhænge af jordens næringsstofindhold (fx Isbell et al. 2013). Potentialet for en varieret og artsrig flora og et rigt insektliv er større, hvis arealet grænser op til artsrige biotoper som fx overdrev (Fagan et al. 2008). Selvom floraens diversitet, og dermed gavnlige effekter på diversiteten af bestøvende insekter, sker langsomt, og det oftest vil tage årtier, før der opnås en høj artsdiversitet, og der eventuelt bliver plads til fx truede arter, vil udtagningen med det samme give større strukturel diversitet (Isbell et al. 2013, Fagan et al. 2008, Pywell et al. 2007) og dermed flere levesteder, også for mange arter af bestøvere. Assisteret spredning fra nærliggende naturarealer kan anvendes til at fremskynde en artsrig flora til gavn for de vilde bestøvende insekter (se kap. 9.4).

Det kan være nødvendigt at pleje udtagne arealer for at undgå, at arealerne gror til i kraftigt voksende stauder eller græsser. Plejemetoden bør vælges ud fra arealets tilstand såvel som målsætningen for arealet, og der bør udarbejdes en plejeplan jf. <https://mst.dk/natur-vand/natur/national-naturbeskyttelse/naturpleje/naturplejeportalen/overvejelser-foer-du-igangsætter-naturpleje/>

Da betydningen af permanent udtagne arealer i forhold til vilde bestøvende insekter vil være afhængig af forhold som placering og jordbundsforhold, der igen påvirker hvilken vegetation, der etableres, er det ikke umiddelbart muligt at give en retvisende vurdering af værdien af permanent udtagning for vilde bestøvende insekter. Tabel 6.11 angiver derfor potentialet for virkemidlet under forudsætning af optimale forhold, vel vidende at dette langt fra vil være muligt at opnå ved alle former for udtagning.

Tabel 6.11. Potentiel betydning af virkemidlet "Permanent udtagning af landbrugsarealer" for vilde bestøvende insekter og deres krav til ressourcehabitatet. Da der vil være betydelig forskel mellem effekten af virkemidlet afhængig af forholdene, angives udelukkende potentialet ved optimale forudsætninger, hvilket langt fra altid kan opnås. Nederst i tabellen angives, om alle artsgruppens levestedskrav er opfyldt.

	Enlige bier			Humlebie			Dagsommerfugle	Svirrefluer	
	oligolektiske	polylektiske	redeparasitter	langtungede	korttungede	redeparasitter		træer	lysåbent
Levested for juvenile	Ja, for en del arter	Ja, for en del arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for en del arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for en del arter	Ja, såfremt der etableres træer og buske	Ja, for en del arter
Føde for juvenile	For nogle arter, betinget af vegetationen	For nogle arter, betinget af vegetationen	Ja, såfremt værten tilgodeses	For nogle arter, betinget af vegetationen	For nogle arter, betinget af vegetationen	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for en del arter	Ja, såfremt der etableres træer og buske	Ja, for en del arter
Levested for adulte	Ja, for en del arter	Ja, for en del arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for en del arter	Ja, for en del arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for en del arter	Ja, såfremt der etableres træer og buske	Ja, for en del arter
Føde for adulte	For nogle arter, betinget af vegetationen	For nogle arter, betinget af vegetationen	For nogle arter, betinget af vegetationen	For nogle arter, betinget af vegetationen	For nogle arter, betinget af vegetationen	For nogle arter, betinget af vegetationen	Ja, for en del arter	Ja, såfremt der etableres træer og buske	Ja, for en del arter
Overvintringssted	Ja, for en del arter	Ja, for en del arter	Ja, for en del arter	Ja, for en del arter	Ja, for en del arter	Ja, for en del arter	Ja, for en del arter	Ja, såfremt der etableres træer og buske	nej
Alle ressourcebehov dækket	Ja, for en del arter	Ja, for en del arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for en del arter	Ja, for en del arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for en del arter	Ja, såfremt der etableres træer og buske	Nej

6.11.2 Anbefalet implementering af virkemidlet ”Permanent udtagning af landbrugsjord” i forhold til vilde bestøvende insekter

Udtagning af ukurante landbrugsarealer på såvel lavbundsjord men især på tør, sandet jord vil potentielt kunne bidrage til at skabe flere værdifulde småbiotoper til gavn for de bestøvende insekter.

- Som anbefalet af Dalgaard et al. (2020) skal det 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 mulig.
- Ved udtagning af landbrugsarealer bør udarbejdes målsætninger for de udtagne arealer, som sikrer en artsrig flora og levesteder for de bestøvende insekter.
- Pleje i form af græsning, slåning eller biomassehøst, som anbefalet af Dalgaard et al. (2020), vil på en del arealer være en forudsætning for at opnå positive effekter på de bestøvende insekter. I disse tilfælde bør udarbejdes en plejeplan, hvoraf det fremgår, hvordan plejen kan sikre målsætningen for arealet.
- Udtagne arealer tæt på naturlige eller semi-naturlige habitater vil hurtigere opnå en forbedret biodiversitet.

7 Bevaring og pleje af eksisterende biotoper

Som beskrevet i Dalgaard et al. (2020) og under de enkelt virkemidler i nærværende rapport tager det ofte lang tid, før den maksimale gavnlige effekt af et virkemiddel opnås. Det er derfor af yderste vigtighed også for de vilde bestøvende insekter, at eksisterende naturarealer og småbiotoper bevares og plejes på den rette måde.

På mange landbrugsejendomme har de fleste arter af bestøvende insekter deres levesteder og øvrige ressourcehabitater i permanente naturområder med eng, mose, græsland, hede, strandeng, krat eller skov. Det er derfor afgørende, at de beskyttes mod de vigtigste trusler (jf. Dalgaard et al. 2020):

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

Biodiversiteten og forvaltningen af de beskyttede naturtyper og skove er behandlet grundigt i andre sammenhænge (fx Ejrnæs et al. 2019, Nygaard et al. 2017, Moesgaard et al. 2019, Fredshavn et al. 2019). I dette kapitel har vi derfor fokuseret på at beskrive og vurdere en række småbiotoper som ressourcehabitater for vilde bestøvende insekter. Hede beskrives som eksempel på en naturtype med begrænset landbrugsmæssig interesse.

Ud over bevaringen af de eksisterende naturarealer og småbiotoper er det vigtigt, at der er mulighed for at skabe nye vedvarende biotoper. Dels er der brug for langt flere naturarealer, hvis vi skal opfylde nationale og internationale målsætninger i forhold til biodiversitet og truede arter, dels er der brug for erstatning for de biotoper, der degenererer og forsvinder.

7.1 Vedvarende græs, uden omlægning og øvrig afgrøde-etablering

I modsætning til permanent græs, se kapitel 6.10, er vedvarende græs udelukkende græsarealer, som ikke har været omlagt i mindst 5 ½ år, beliggende helt eller delvist i Natura-2000-områder (LBST 2020g), samt græsarealer med en HNV-værdi (High Nature Value) på 5 eller derover. Arealer med vedvarende græs ligger således uden for omdriftsarealet og må, i modsætning til permanent græs, må ikke jordbehandles; og der må ikke etableres anden afgrøde på arealet. Arealer med vedvarende græs er historisk lave og har siden 1990'erne ikke udgjort mere end 0,2 % af det dyrkede land (Strandberg & Sterup, in prep.), på trods af dette kan de, afhængig af plejen på arealerne, som der kan opnås tilskud til (LBST 2020c, g), være væsentlige for såvel flora som insektliv.

7.1.1 Nuværende regler og praksis

Neden for beskrevne regler og praksis for at kunne opnå tilskud til pleje af vedvarende græsarealer er identiske med beskrivelsen i Dalgaard et al. (2020).

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 inden for vådområde- eller lavbundsprojekt under Landdistriktsprogrammet (LBST 2020g, h).

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 2020g).

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, gødskning 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.

7.1.2 Effekter på vilde bestøvende insekter

De få tilbageværende vedvarende græsarealer og små overdrev er alle påvirkede af driftsformen på nabomarkerne, og tilstanden på disse kulturpåvirkede arealer er ofte ringe (Fredshavn et al. 2019). Potentielt kan arealerne dog rumme en betydelig biodiversitet og andel truede arter. Ekstensiv drift (pleje) i form af græsning eller høslæt er en væsentlig forudsætning for en høj diversitet af planter og tilknyttede insekter (Kjær et al. 2020, Ebeling et al. 2018, Strandberg et al. 2013a). Tilgroning såvel som overgræsning angives hyppigt som væsentlige trusler i forhold til opretholdelsen af god naturtilstand på arealerne (Fløjgaard et al. in press., Fredshavn et al. 2019, Nygaard et al. 2017). I forhold til opnåelse af diversitet af flora såvel som fauna er landskabsheterogeniteten også væsentlig, idet vedvarende græsarealer i heterogene landskaber rummer en højere artspulje end tilsvarende i mere homogene landskaber (Strandberg et al. 2013a, Ebeling et al. 2018).

Sammenlignet med forskellige former for græsning resulterer slåning generelt i en homogenisering af overfladestruktur såvel som vegetation til fordel for græsser, og tilgængeligheden af føderessourcer for bestøvende insekter er generelt højere ved græsning frem for slåning (Hansen, in prep.). Ved plejeaktiviteter er form (græsning og/eller slåning) såvel som intensitet af aktiviteten dog afgørende for effekten på vegetation og insekter. Desuden er størrelsen af arealet og tidspunktet på året, aktiviteten sker, afgørende (Kjær et al. 2020). van Klink et al. (2015), der har gennemgået eksisterende undersøgelser, konkluderer samstemmende med en nyere undersøgelse (van Klink & WallisDeVries 2018), 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, van Klink & WallisDeVries 2018). Dyrelort udgør desuden en ressource for mange insekter, heriblandt et par arter af svirrefluer og sommerfugle.

Ekstensiv helårsgræsning på vedvarende græsarealer, hvor der ikke må ske tilskudsfodring, anses generelt at resultere i flere og mere forskelligartede ressourcer (føde og levesteder) end slåning såvel som intensiv græsning, hvilket igen er til gavn for insektlivet, heriblandt bestøvende insekter (van Klink et al. 2018). Græsningsintensitet er tæt korreleret til plantehøjde, hvilket sammen med plantediversitet er vigtige faktorer, som bidrager til insektdiversitet (van Klink et al. 2015, van Noordwijk et al. 2012, Sjödin et al. 2008, Kreuss & Tschardt 2002). Tætheden af sommerfuglelarver er korreleret med plantehøjden, mens tæthed og artsrigdom af bier og sommerfugle bestemmes af tætheden af blomster og tilgængeligheden af nektarressourcer (Davidson et al. 2020, Potts et al. 2009). I forhold til blomsterbesøgende insekter, som bier, sommerfugle og svirrefluer, er tilstedeværelsen af egnede blomster afgørende, og hverken plantediversitet eller plantehøjde giver nødvendigvis en god indikation af denne.

Potentielt rummer arealer med vedvarende græs en varieret flora og dermed en god føderessource for bestøvende insekter, men plejeform og intensitet er afgørende (Tabel 7.1). Igen afhængig af plejeform og intensitet kan arealerne også udgøre et værdifuldt levested for en del sommerfugle og svirrefluer (Tabel 7.1). Som det fremgår af kapitel 3.2.2, kan tætheden af musereder, som er afgørende for arealernes egnethed som redested for en stor del af de jordboende humlebier, være betydelig på vedvarende og tuede græsarealer, hvilket generelt forudsætter at arealerne ikke slås, men også at græsningen er ekstensiv.

Behandlingsfrie bufferzoner, se kapitel 6.8, kan medvirke til at reducere den negative effekter af landbrugsdriften på naboområderne, der som tidligere omtalt, er med til at reducere værdien af de vedvarende græsarealer.

7.1.3 Anbefalet implementering af virkemidlet "Vedvarende græs" i forhold til vilde bestøvende insekter

I forhold til opnåelse af betydelig effekt på vilde bestøvende insekter er der primært behov for en regulering af plejeform samt intensitet af denne, således at overgræsning og homogenisering af vegetationen såvel som tilgroning undgås.

Tabel 7.1. Forventet betydning af virkemidlet "Pleje af vedvarende græsarealer" for vilde bestøvende insekter og deres krav til ressourcehabitatet ved gældende praksis, og hvis neden for anbefalede praksis i forhold til biodiversitet anvendes. Nederst i tabellen angives, om alle artsgruppens levestedskrav er opfyldt.

	Enlige bier			Humlebier			Dagsommerfugle	Svirrefluer	
	oligolektiske	polylektiske	redeparasitter	langtungede	korttungede	redeparasitter		træer	lysåbent
Levested for juvenile	Ja, for enkelte	Ja, for enkelte	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja for en del arter	Ja for en del arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for en del arter afhængig vegetation og praksis	Nej	Ja, for en del arter afhængig vegetation og praksis
Føde for juvenile	Ja, men afhænger af vegetation og praksis	Ja, men afhænger af vegetation og praksis	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, men afhænger af vegetation og praksis	Ja, men afhænger af vegetation og praksis	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for en del arter afhængig vegetation og praksis	Nej	Ja, for en del arter afhængig vegetation og praksis
Levested for adulte	Ja, for enkelte	Ja, for enkelte	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja for en del arter	Ja for en del arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for en del arter afhængig vegetation og praksis	Nej	Ja, for en del arter afhængig vegetation og praksis
Føde for adulte	Ja, men afhænger af vegetation og praksis	Ja, men afhænger af vegetation og praksis	Ja, men afhænger af vegetation og praksis	Ja, men afhænger af vegetation og praksis	Ja, men afhænger af vegetation og praksis	Ja, men afhænger af vegetation og praksis	Ja, men afhænger af vegetation og praksis	Nej	Ja, men afhænger af vegetation og praksis
Overvintringssted	Ja, for enkelte	Ja, for enkelte	Ja, såfremt værten tilgodeses	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Ja, for en del arter afhængig vegetation og praksis	Nej	Ja, for en del arter afhængig vegetation og praksis
Alle ressourcebehov dækket	Ja, men afhænger af vegetation og praksis	Ja, men afhænger af vegetation og praksis	Ja, såfremt værten tilgodeses	Nej	Nej	Nej	Ja, men afhænger af vegetation og praksis	Nej	Ja, men afhænger af vegetation og praksis

7.2 Fritstående træer, herunder veterantræer

Fritstående træer i det åbne land, og det gælder især ældre træer evt. med døde dele, hvad enten de står alene eller fx i en allé, har et stort biodiversitetspotentiale, idet mange træarter har et stort antal ledsagearter tilknyttet (Dalgaard et al. 2020). Da de største værdier er tilknyttet ældre og måske veteraniserede træer, dvs. ældre træer, der er syge eller beskadigede, er det særdeles vigtigt at bevare eksisterende fritstående træer. Det er dog også væsentligt at plante nye træer, således at der kontinuertligt er træer og artspuljen af ledsagearter bevares.

Dalgaard et al. (2020) fandt ingen gældende anbefalinger vedr. placering, størrelse, antal, varighed og anlæg, men anbefalede, at træer placeret på markfladen bør være omgivet af et uforstyrret areal omkring stammen, hvor der ikke jordbehandles, sås og på anden måde foretages landbrugsmæssig behandling. Det gælder også, hvis træet/træerne er placeret i skel eller langs en vej, hvor de danner en allé.



Foto 7.1. Fritstående træer kan udgøre vigtige fødekilder eller redesteder for vilde bestøvende insekter. Det gælder fx piletræer, slåenbuske eller som på foto til højre fuglekirsebær. Gamle træer med dødt ved eller hulrum er også velegnede levesteder for mange vilde bestøvende insekter. Fotos: Beate Strandberg.

7.2.1 Effekter på vilde bestøvende insekter

Især træer, der er nøglearter, hvortil der er knyttet mange ledsagearter, har stor biodiversitetseffekt (Dalgaard et al. 2020). Det gælder især træarter, der har været i landet længe (se bl.a. Southwood 1961, Kennedy & Southwood 1984, samt Tabel 4.12 i Dalgaard et al. 2020). I forhold til vilde bestøvende insekter kan fritstående træer være af stor betydning, idet de kan udgøre et vigtigt levested, give redemuligheder eller udgøre en vigtig fødekilde (Tabel 7.2). Især mange arter af svirrefluer er tilknyttet træer, men flere sommerfugle har også træer, og især skovlysninger, som levested. Flere træer og buske er også vigtige som værtsplanter for larver af både svirrefluer og sommerfugle.

Det gælder fx mirabel og slåen, der er værtsplante for guldhale, stilk-eg og vinter-eg, der er værtsplante for blåhale, pil, der er værtsplante for iris, østlig takvinge og sørgekåbe, eller tjørn, der er værtsplante for sortåret hvidvinge. Blomster på træer og buske udgør også en vigtig pollen- og nektar kilde for mange bier, men også for sommerfugle og svirrefluer. Især pil, slåen, mirabel og tjørn er vigtige fra det tidlige forår til begyndelsen af juni. Flere enlige bier lever udelukkende af pilepollen. Det gælder især arter af jordbier, stor pilejordbi (*Andrena apicata*), rødbrystet jordbi (*A. clarkella*), forårsjordbi (*A. praecox*), lille pilejordbi (*A. ruficus*) og hvidbrystet jordbi (*A. vaga*), men desuden en art silkebi, vårsilkebi (*Colletes cunicularius*). Endelig kan især ældre dødt ved være vigtigt som redested for bier, der har deres rede i hulrum. Det gælder fx arter af bladskærebier (*Megachile* spp.), murerbier (*Osmia* spp.) og maskebier (*Hylaeus* spp.). Desuden er tilstedeværelse af træer med store hulrum, fx tidligere spættehuller, vigtige som redested for vilde honningbier (Kohl & Rutschmann 2018).

7.2.2 Anbefalet implementering af virkemidlet ”Fritstående træer inkl. veterantræer” i forhold til vilde bestøvende insekter

- Da værdien af træerne generelt øges med alderen, er bevarelse af eksisterende gamle træer vigtig for bl.a. vilde bestøvende insekter. Men også etablering af nye træer bør tilgodeses, således at der løbende kommer nye træer til, og yngre træer kan også have stor værdi som fødekilde for insekterne.
- Ved etablering af fritstående træer, der kan være af værdi for bestøvende insekter, bør man vælge træ af løvtræer, der er vigtige som værtsplanter for larverne af sommerfugle og svirrefluer (fx eg, tjørn, ask, røn og fuglekirsebær) og/eller arter, der udgør en værdifuld pollen- og/eller nektarkilde (fx pil, slåen, tjørn eller fuglekirsebær).
- Som omtalt i Dalgaard et al. (2020) optager fritstående træer ikke meget plads, men de bør dog være omgivet af et uforstyrret areal, der som minimum har samme diameter som kronebredden hos det udvoksede træ.

Tabel 7.2. Forventet betydning af "Fritstående træer, herunder vetrantræer" for vilde bestøvende insekter og deres krav til ressourcehabitatet ved gældende praksis, og hvis neden for anbefalede praksis i forhold til biodiversitet anvendes. Nederst i tabellen angives, om alle artsgruppens levestedskrav er opfyldt.

	Enlige bier			humlebie			Dagsommerfugle	Svirrefluer	
	oligolektiske	polylektiske	redeparasitter	langtungede	korttungede	redeparasitter		træer	lysåbent
Levested for juvenile	Ja, både for arter, der bor i hulrum og i jorden under træerne	Ja, både for arter, der bor i hulrum og i jorden under træerne	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for arter, der bor i jorden under træerne	Ja, for arter, der bor i jorden under træerne	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, såfremt træarten er værtsplante	Ja	Ja, for arter, der lever af lus på træer
Føde for juvenile	Ja, såfremt træarten udgør en fødekilde	Ja, såfremt træarten udgør en fødekilde	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, såfremt træarten udgør en fødekilde	Ja, såfremt træarten udgør en fødekilde	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, såfremt træarten er værtsplante	Ja	Ja, for arter, der lever af lus på træer
Levested for adulte	Ja, både for arter, der bor i hulrum og i jorden under træerne	Ja, både for arter, der bor i hulrum og i jorden under træerne	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for arter, der bor i jorden under træerne	Ja, for arter, der bor i jorden under træerne	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for en del arter	Ja	Ja, for en del arter
Føde for adulte	Ja, såfremt træarten udgør en fødekilde	Ja, såfremt træarten udgør en fødekilde	Ja, såfremt træarten udgør en fødekilde	Ja, såfremt træarten udgør en fødekilde	Ja, såfremt træarten udgør en fødekilde	Ja, såfremt træarten udgør en fødekilde	Ja, såfremt træarten udgør en fødekilde	Ja	Ja, såfremt træarten udgør en fødekilde
Overvintringssted	Ja, både for arter, der bor i hulrum og i jorden under træerne	Ja, både for arter, der bor i hulrum og i jorden under træerne	Ja, såfremt værten tilgodeses	Måske	Måske	Måske	Ja, for en del arter	Ja	Ja, for en del arter
Alle ressourcebehov dækket	Ja, for en del arter	Ja, for en del arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for en del arter	Ja, for en del arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for en del art	Ja	Ja, for en del arter

7.3 Gravhøje og stendysser

Som beskrevet i Dalgaard et al. (2020) er gravhøje og stendysser fredet ved fortidsmindefredningen. Det betyder, at der hverken på selve fortidsmindet eller inden for en 2 meters zone omkring dette må foretages ændringer eller indgreb i tilstanden. Neden for beskrevne regler og praksis følger den beskrivelse, der findes vedr. nuværende forhold i Dalgaard et al. (2020).

Omfang: Gravhøjenes størrelse og omfang varierer betydeligt. Den største er Thyras høj i Jelling, der har en diameter på 65 meter. De fleste høje er dog betydeligt mindre og har typisk en diameter på omkring 10 meter.

Varighed: Gravhøje og stendysser er anlagt i tiden fra bondestenalder og til afslutningen af vikingetiden og repræsenterer derfor nogle af eneste arealer, hvor jorden gennem en meget lang periode har været uforstyrret, og hvor vegetationsdækket ligeledes er udviklet over meget lang tid. Høje og dysser har derfor 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).

Anlæg og/eller ændringer, som tiltaget indebærer: Anlæg er ikke relevant, men høje og dysser skal vedligeholdes. Opvækst af træer og buske skal fjernes nænsomt. På trods af dette ses dog ikke sjældent træer og buske på højene. Desuden må hverken dysser, høje eller randzoner gødskes eller sprøjtes (Retsinformation 2014). Afdrift af næringsstoffer såvel som sprøjtemidler har imidlertid sat deres tydelige præg på vegetationen på høje i landbrugslandet, og på bronzealderhøje, der er højere end andre gravhøje, kan ses en højdezoner, hvor de nedre dele i langt højere grad end toppen af højen er påvirket af afdrift af gødningsstoffer og pesticider. Høje og dysser er som landskabselement desuden omfattet af GLM (god landbrugs- og miljømæssig tilstand), der er en del af den nuværende krydsoverensstemmelse (LBST 2020b).



Foto 7.2. Gravhøj bevokset med træer og buske. Foto: Carsten Kidmose.

Tabel 7.3 Forventet betydning af "Gravhøje og stendysser" for vilde bestøvende insekter og deres krav til ressourcehabitatet ved gældende praksis, og hvis neden for anbefalede praksis i forhold til biodiversitet anvendes. Nederst i tabellen angives om alle artsgruppens levestedskrav er opfyldt.

	Enlige bier			Humlebier			Dagsommerfugle	Svirrefluer	
	oligolektiske	polylektiske	redeparasitter	langtungede	korttungede	redeparasitter		træer	lysåbent
Levested for juvenile	Ja, for jordboende arter	Ja, for jordboende arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for jordboende arter	Ja, for jordboende arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for en del arter	Ja, hvis der er vedplanter til stede	Ja, for en del arter
Føde for juvenile	Ja, men afhænger af plantesammensætning	Ja, men afhænger af plantesammensætning	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, men afhænger af plantesammensætning	Ja, men afhænger af plantesammensætning	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for en del arter	Ja, hvis der er vedplanter til stede	Ja, for en del arter
Levested for adulte	Ja, for jordboende arter	Ja, for jordboende arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for jordboende arter	Ja, for jordboende arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for en del arter	Ja, hvis der er vedplanter til stede	Ja, for en del arter
Føde for adulte	Ja, afhængig af plantesammensætning	Ja, afhængig af plantesammensætning	Ja, afhængig af plantesammensætning	Ja, afhængig af plantesammensætning	Ja, afhængig af plantesammensætning	Ja, afhængig af plantesammensætning	Ja, afhængig af plantesammensætning	Ja, afhængig af plantesammensætning	Ja, afhængig af plantesammensætning
Overvintringssted	Ja, for jordboende arter	Ja, for jordboende arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Sandsynligvis	Sandsynligvis	Sandsynligvis	Ja, for en del arter	Ja, hvis der er vedplanter til stede	Ja, for en del arter
Alle ressourcebehov dækket	Ja, for en del arter	Ja, for en del arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for en del arter	Ja, for en del arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for en del arter	Ja, hvis der er vedplanter til stede	Ja, for en del arter

7.3.1 Effekter på vilde bestøvende insekter

I forhold til vilde bestøvende insekter kan gravhøje og stendysser udgøre et vigtigt og relativt uforstyrret levestedi agerlandet. Hansen et al. (2008) fandt en unik fauna af jordbundsdyr på gravhøje på Mols, og det ses som en tydelig indikation på betydningen af de meget gamle uforstyrrede jordbunde. Sådanne uforstyrrede jordbundsforhold, hvor jorden skråner, er generelt velegnede redesteder for jordboende bier, men der kendes ingen undersøgelser af dette. I begyndelsen af 1900'tallet iagttog Wesenberg-Lund en tilbagegang i antal og diversitet af vilde bier og fandt at bl.a., at nedlæggelse af gravhøje var årsag til tilbagegangen (Wesenberg-Lund 1929). Vegetationen på høje og dysser varierer betydeligt ikke bare med geografisk orientering, men er også afhængig af om højene er træbevoksede, og om de fx bliver afgræsset, og fødegrundlaget for insekterne vil derfor være meget varierende.

7.3.2 Anbefalet implementering af virkemidlet "Gravhøje og stendysser" i forhold til vilde bestøvende insekter

- Anlæg af gravhøje og stendysser anses, som beskrevet af Dalgaard et al. (2020), ikke for et relevant virkemiddel, men bevarelse af eksisterende anlæg samt den lovpligtige 2 m randzone er vigtig, da gravhøje og stendysser potentielt kan rumme en betydelig diversitet af vilde bestøvende insekter.
- Etablering af behandlingsfrie bufferzoner omkring fortidsminder vil kunne reducere belastningen med næringsstoffer og pesticider.

7.4 Jord- og stendiger

Jord- og stendiger er, som beskrevet af Dalgaard et al. (2020), oftest mindst 200 år og beskyttet af museumslovens §29a, hvoraf det fremgår, at der ikke må foretages ændring i digernes tilstand. Dette omfatter dog ikke træer og buske på digerne, 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 tilplanteres. Neden for beskrevne regler og praksis følger i øvrigt den beskrivelse, der findes vedr. nuværende forhold i Dalgaard et al. (2020).

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 tilplanteres, men sløjfning, tilgroning, afdrift af pesticider og gødning samt fjernelse af vedplanter og anden renholdelse anses for vigtige trusler mod plante- og dyrelivet på digerne (Wind og Pindborg 1994, Danmarks Naturfredningsforening 2020).



Foto 7.3. Stendige. Foto Nanna P. Strandberg.

7.4.1 Effekter på vilde bestøvende insekter

Jord- og stendiger har, som beskrevet i Dalgaard et al. (2020), stor betydning for mange arter i agerlandet, heriblandt også vilde bestøvende insekter. Digerne kan således udgøre et vigtigt redested for jordboende bier og muligvis også overvintringssted for humlebier. Den eneste kendte danske undersøgelse af redesteder for humlebier viste således, at jorrdiger var det habitat, der havde den højeste tæthed af humlebireder (Skovgaard 1943). Vegetationen kan potentielt udgøre en god, men dog begrænset føderessource for mange arter af bestøvende insekter.

7.4.2 Anbefalet implementering af virkemidlet ”Jord- og stendiger” i forhold til vilde bestøvende insekter

- Anlæg af jord- og stendiger anses, som beskrevet i Dalgaard et al. (2020), ikke for et relevant virkemiddel pga. de tidsmæssige omkostninger i forbindelse med anlæg, men bevarelsen af eksisterende diger og randzonen er vigtig i forhold til beskyttelse af vilde bestøvende insekter
- Anlæggelse af en behandlingsfri bufferzone langs diget vil reducere belastningen med næringsstoffer og pesticider.

Tabel 7.4. Forventet betydning af "Jord- og stendiger" for vilde bestøvende insekter og deres krav til ressourcehabitatet ved gældende praksis, og hvis neden for anbefalede praksis i forhold til biodiversitet anvendes. Nederst i tabellen angives, om alle artsgruppens levestedskrav er opfyldt.

	Enlige bier			humlebier			Dagsommerfugle	Svirrefluer	
	oligolektiske	polylektiske	redeparasitter	langtungede	korttungede	redeparasitter		træer	lysåbent
Levested for juvenile	Ja, for jordboende arter	Ja, for jordboende arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for jordboende arter	Ja, for jordboende arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for en del arter	Ja, hvis der er vedplanter til stede	Ja, for en del arter
Føde for juvenile	Ja, men afhænger af plantesammensætning	Ja, men afhænger af plantesammensætning	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, men afhænger af plantesammensætning	Ja, men afhænger af plantesammensætning	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for en del arter	Ja, hvis der er vedplanter til stede	Ja, for en del arter
Levested for adulte	Ja, for jordboende arter	Ja, for jordboende arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for jordboende arter	Ja, for jordboende arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for en del arter	Ja, hvis der er vedplanter til stede	Ja, for en del arter
Føde for adulte	Ja, afhængig af plantesammensætning	Ja, afhængig af plantesammensætning	Ja, afhængig af plantesammensætning	Ja, afhængig af plantesammensætning	Ja, afhængig af plantesammensætning	Ja, afhængig af plantesammensætning	Ja, afhængig af plantesammensætning	Ja, afhængig af plantesammensætning	Ja, afhængig af plantesammensætning
Overvintringssted	Ja, for jordboende arter	Ja, for jordboende arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Sandsynligvis	Sandsynligvis	Sandsynligvis	Ja, for en del arter	Ja, hvis der er vedplanter til stede	Ja, for en del arter
Alle ressourcebehov dækket	Ja, for en del arter	Ja, for en del arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for en del arter	Ja, for en del arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for en del arter	Ja, hvis der er vedplanter til stede	Ja, for en del arter

7.5 Hede og andre lysåbne naturtyper

Her gennemgås hede som eksempel på en naturtype, der kan have stor værdi for de vilde bestøvende insekter, hvis de eksisterende arealer beskyttes og plejes på passende vis. Tilsvarende forhold gælder for overdrev og græsland mht. pleje, beskyttelse og nyetablering. Disse lysåbne naturtyper er sammen med enge værdifulde som levesteder, redesteder og føderessourcer for mange bestøvende insekter, og deres genetablering, pleje og bevaring er derfor vigtige virkemidler for at fremme disse insekter.

Som beskrevet i Dalgaard et al. (2020) er nutidens heder primært et resultat af menneskelig aktivitet og findes i dag på stærkt udvasket og sur bund (pH ca. 3-4) på steder, hvor naturen er lysåben som følge af tilbagevendende forstyrrelser såsom udpining, brand, vind og græsning, og hvor der ikke er nogen væsentligt gødningspåvirkning. Vegetationen på heder domineres typisk af hedelyng og andre dværgbuske samt nogle få surbundstålende græsser og urter (Ejrnæs et al. 2011a). Ofte findes også vedplanter som krat eller enkeltstående træer.

Udtagne marker kan udvikle sig til hede eller græsland, hvis jorden ikke er for næringsrig, og hvis planter, dyr og svampe kan rekrutteres fra nærliggende naturområder (Ejrnæs et al. 2008). Assisteret spredning kan evt. anvendes til at fremskynde etableringen af den typiske flora (kap. 9.4). Imidlertid er heden som naturtype i tilbagegang, og det samme gælder mange af de tilknyttede rødlistearter, herunder en del bestøvende insekter (Moeslund et al. 2019, Ejrnæs et al. 2011a).

7.5.1 Effekter på vilde bestøvende insekter

Fraværet af jordbearbejdning og den permanente vegetation giver mulighed for, at mange bestøvende insekter kan bruge heden og andre lysåbne naturtyper som leve- og redested. Vurderingen sammenfattet i Tabel 7.5 gælder for heder, men vil på mange måder også dække andre lysåbne naturtyper. Heder er levested for mange lys- og varmekrævende arter af planter og bestøvende insekter (Schmidt et al. 2019; Hansen et al. 2020). Byriel et al. (in prep) fandt 27 og 34 % af de danske arter af hhv. svirrefluer og bier på 4 heder inden for et enkelt år, heriblandt en del truede arter. I samme projekt fandt man desuden, at arterne reagerede forskelligt på pleje, hvorfor anbefalingen er at pleje bør udføres som mosaikpleje, der sikrer en heterogen hedevegetation. Dette stemmer overens med Webb et al. (2010), som fandt, at en strukturelt divers hede bestående af en mosaik af bar jord og vegetation i forskellige successionsstadier, inkl. enkelte træer, har den største biodiversitetsmæssige værdi (Webb et al. 2010), bl.a. fordi smågrupper af buske og enkeltstående træer giver ekstra strukturel diversitet og i sig selv er habitater for mange arter af bestøvende insekter (Ejrnæs et al. 2011a). Dette kræver en kombination af plej tiltag såsom afbrænding, slåning, tørveskrælning og græsning (Webb et al. 1998). Gødskning skal undgås, og der skal opretholdes et lysåbent plantedække, som resulterer i højere temperaturer i jordoverfladen. Dog kan en for kraftig næringsstoffjernelse føre til ubalance i forholdet mellem næringsstofferne samt en forsurening, hvilket giver et fald i diversiteten af både planter og insekter (Schmidt 2015).

Kravet om næringsfattig jord gør, at heder kun dannes på magre jorder uden væsentlig næringsstofftilførsel, men selv sådanne steder vil tilbagevenden til hede tage mange år. Det er derfor afgørende for bl.a. de vilde bestøvende insekter, at allerede eksisterende hedearealer bevares eller genoprettes, og at der udføres de nødvendige plejetiltag for bl.a. at reducere effekten fra gødningspåvirkninger, samtidig med den ovennævnte mosaik sikres.

Som opsummeret i Tabel 7.5 kan heder (og andre lysåbne naturtyper) ved den rette pleje tilfredsstille ressourcebehovene for mange arter af vilde bestøvende insekter, og som allerede nævnt kan heden også være levested for en del sjældne og truede arter, fx Hedepletvinge (*Euphydryas aurinia*).

7.5.2 anbefalinger vedr. "Hede" i forhold til de vilde bestøvende insekter

- Den største diversitet af vilde bestøvere 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.

Tabel 7.5. Forventet betydning af "Hede" for vilde bestøvende insekter og deres krav til ressourcehabitatet. Nederst i tabellen angives, om alle artsgruppens levestedskrav er opfyldt.

	Enlige bier			humlebier			Dagsommerfugle	Svirrefluer	
	oligolektiske	polylektiske	redeparasitter	langtungede	korttungede	redeparasitter		træer	lysåbent
Levested for juvenile	Ja, for nogle arter	Ja, for nogle arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for nogle arter	Ja, for nogle arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for nogle arter	Ja, hvis der er indslag af vedplanter	Ja, for nogle arter
Føde for juvenile	Ja, for nogle arter	Ja, for nogle arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for nogle arter	Ja, for nogle arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	For en del arter	Ja, hvis der er indslag af vedplanter	Ja, for nogle arter
Levested for adulte	Ja, for nogle arter	Ja, for nogle arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for nogle arter	Ja, for nogle arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for nogle arter	Ja, hvis der er indslag af vedplanter	Ja, for nogle arter
Føde for adulte	Ja, for nogle arter	Ja, for nogle arter	Ja, for nogle arter	Ja, for nogle arter	Ja, for nogle arter	Ja, for nogle arter	Ja, for nogle arter	Ja, for nogle arter	Ja, for nogle arter
Overvintringssted	Ja, for nogle arter	Ja, for nogle arter	Ja, for nogle arter	Ja, for nogle arter	Ja, for nogle arter	Ja, for nogle arter	Ja, for nogle arter	Ja, for nogle arter	Ja, for nogle arter
Alle ressourcebehov dækket	Ja, for nogle arter	Ja, for nogle arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for nogle arter	Ja, for nogle arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, for nogle arter	Ja, hvis der er indslag af vedplanter	Ja, for nogle arter

8 Nye mulige virkemidler og effekt på bestøvende insekter

8.1 Placering af halmballer

På en del bedrifter med bestøvningskrævende afgrøder, men også hvor landmanden har halmballer i overskud, placeres de nogle gange i markomgivelserne, typisk i hegn omkring marker med afgrøder, der bestøves af humlebier, idet de antages at forbedre tilgængeligheden af redesteder for humlebier.

8.1.1 Nuværende regler og praksis

Jf Dalgaard et al. (2020) er der ingen gældende regler og praksis for brug og placering af halmballer.

Placering: Umiddelbart uden for dyrkningsfladen.

Omfang: Ingen eksisterende anbefalinger.

Varighed: Ingen eksisterende anbefalinger.

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

8.1.2 Effekter på vilde bestøvende insekter

Værdien af halmballer som redested for humlebier er omdiskuteret. En ny svensk undersøgelse (Lindström et al. 2019) har dokumenteret, at halmballer kan give egnede redepladser for humlebier. Andelen af halmballer, der indeholdt humlebireder, var dog begrænset. I forhold til det store antal halmballer, der blev undersøgt (1265 halmballer), var det et meget begrænset antal, der indeholdt reder, men på 40 % af alle de deltagende landbrug blev der observeret reder i halmballerne. Samlet fandt man 46 reder tilhørende syv arter samt arter tilhørende jordhumle-komplekset (Tabel 8.1). For en betydelig andel af rederne var det ikke muligt at afgøre, hvilken art reden havde været beboet af. De fleste reder var beboet af forskellige arter tilhørende jordhumle-komplekset, men flere reder tilhørte også mere sjældne arter som skovhumle og jordboende humle. Desuden var en rede beboet af stensnyltehumle (Tabel 8.1). Blandt enlige bier er der flere arter, som fx murerbier og de fleste silkebier, der kan have deres reder i stråtage. Disse arter kan eventuelt også have gavn af halmballer, men der findes ingen dokumentation for dette.

Betydningen af virkemidlet for vilde bestøvende insekter anses generelt for meget begrænset. Det kan dog bidrage med mulige redesteder til nogle humlebiarter og eventuelt til nogle få arter af enlige bier (Tabel 8.2). Hvorvidt sådanne redemuligheder vil blive udnyttet afhænger i høj grad af, om der føderessourcer tilgængelige i nærheden af halmballerne, idet selve virkemidlet ikke bidrager med sådanne.

Tabel 8.1. Antal humlebireder i halmballer i svensk undersøgelse, hvor 1265 halmballer blev lagt i markomgivelserne. Undersøgelsen blev gennem i Östergötland og Skåne. * angiver, at artsbestemmelsen var usikker. Efter Lindström et al. 2019,

Videnskabeligt navn	Dansk navn	Öster- götland	Skåne	Samlet
Bombus terretris-komplekset	Jordhumle-komplekset	2	13	15
Bombus sylvarum	Skovhumle	1	5	6
Bombus subterraneus	Jordboende humle	2	2*	4
Bombus hortorum	Havehumle	0	3	3
Bombus lapidarius	Stenhumle	2	1	3
Bombus hypnorum	Hushumle	0	1	1
Bombus muscorum	Moshumle	0	1	1
Bombus rupestris	Stensnyltehumle	1	0	1
Ikke artsbestemt		3	9	12
Sum		11	33	46

8.1.3 Anbefalet implementering af virkemidlet ”Halmballer ” i forhold til vilde bestøvende insekter

- Som anbefalet af Dalgaard et al. (2020) bør halmballerne placeres uden for dyrkningsfladen, fx i levende hegn, da de her vil kunne udgøre et muligt redested for humlebier i en årrække. For at have betydning som virkemiddel i forhold til humlebier og andre bier er det en forudsætning, at der omkring stedet, hvor halmballerne placeres, gennem hele sæsonen forekommer egnede fødeplanter for bierne.
- Da halmballer vil nedbrydes med tiden, vil de typisk ikke længere udgøre et egnet redested efter 5-8 år, afhængig af lokale forhold samt størrelse og kvalitet af halmballen.

Tabel 8.2. Forventet betydning af virkemidlet "Placering af halmballer" for vilde bestøvende insekter og deres krav til ressourcehabitatet. Nederst i tabellen angives, om alle artsgruppens levestedskrav er opfyldt.

	Enlige bier			humlebier			Dagsommerfugle	Svirrefluer	
	oligolektiske	polylektiske	redeparasitter	langtungede	korttungede	redeparasitter		træer	lysåbent
Levested for juvenile	Måske for enkelte arter	Måske for enkelte arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Måske for enkelte arter	Måske for enkelte arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Nej	Nej	Nej
Føde for juvenile	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
Levested for adulte	Måske for enkelte arter	Måske for enkelte arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Måske for enkelte arter	Måske for enkelte arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Nej	Nej	Nej
Føde for adulte	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
Overvintringssted	Måske for enkelte arter	Måske for enkelte arter	Ja, såfremt værten tilgodeses	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
Alle ressourcebehov dækket	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej

8.2 Stendynger

Bunker af marksten, der er samlet og placeret uden for markfladen, blev beskrevet som muligt biodiversitetsvirkemiddel af Dalgaard et al. (2020) med det formål at etablere et permanent levested for arter, der trives på og mellem sten. En stor stendynge placeret et solbeskinnet sted kan således udgøre et levested for blandt andet varmelskende smådyr som fx bier og sommerfugle. Neden for beskrevne regler og praksis følger den beskrivelse, der findes i Dalgaard et al. (2020).

Placering: Stendynge placeres uden for dyrkningsfladen, da den bør være en permanent struktur for at have væsentlig biodiversitetseffekt. Stendynger placeret på et solbeskinnet sted 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 solbeskinnet.

Varighed: Stendynge bør være af permanent karakter.

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

8.2.1 Effekter på vilde bestøvende insekter

Betydningen af stendynger som levested for forskellige planter og dyr, herunder bestøvende insekter, er meget dårligt undersøgt, hvorfor betydningen for insekterne ikke er angivet på skemaform, som for øvrige virkemidler. Stendynger forventes dog at kunne udgøre vigtige, uforstyrrede levesteder for nogle insekter, heriblandt bier og sommerfugle. Værdien som levested afhænger dog af placering og af, at stendynge er uforstyrret. Anbefalingerne for implementering af stendynger som virkemiddel følger i øvrigt Dalgaard et al. (2020).

8.3 Bihoteller

De senere års fokus på tilbagegangen for vilde bestøvende insekter har affødt stor interesse for at hjælpe insekterne både ved gennem udsåning af planter at skabe flere føderessourcer, men også ved at skabe flere redesteder ved at opsætte såkaldte bi- eller insekthoteller. Selvom navnet bihotel indikerer en form for tidsbegrænset bolig, benytter de bier, som kan udnytte bihoteller, nemlig enlige bier, der har deres reder i hulrum i træ, murværk eller hule plantestængler, 'hotellerne' som bolig gennem hele livscyklus. De har således deres rede, der er centrum for biernes liv, i bihotellet.

8.3.1 Nuværende regler og praksis

Der findes ingen gældende regler og praksis for brug og placering af bihoteller.

Selvom erfaringer med udformning og opsætning af bihoteller stammer fra private haver og grønne bymiljøer (fx von Köningslów et al. 2019, MacIvor & Parker 2015, Césard et al. 2014), er der ikke noget til hinder for, at bihoteller kan opsættes i skov såvel som lysåbne habitater. Uanset hvor er det dog en forudsætning for succes, at der er egnet føde for bierne i de habitater, hvor de sættes op.

Der findes bihoteller i mange udformninger (Figur 8.1), men i forhold til betydningen for vilde bier er det ikke ligegyldigt, hvordan de ser ud. Såvel materiale som diameter på hullerne samt hullernes udformning og længde har betydning (MacIvor 2017). von Köningslów et al. (2019) har sammenlignet kommercielt tilgængelige bihoteller med en model tilpasset biernes behov. De fandt (naturligvis), at flest bier både i form af diversitet og tæthed benyttede det specialbyggede bihotel, hvor en dobbelt så stor andel af hullerne (36,7 %) var beboede sammenlignet med de kommercielt tilgængelige bihoteller (15 %). Udformningen også af kommercielt tilgængelige bihoteller varierer imidlertid betydeligt, og blandt disse findes bihoteller, som lever op til mange biers krav.



Figur 8.1. Forskellige udformninger af bihoteller. Øverst til venstre: Air Bee n' Bee designet af Rasmus Fenhann, Snedkernes Efter rsudstilling 2020. Øverst til højre: Bitotel ved indgangen til byen Ribeaupill , Frankrig (foto Marianne Bruus). Nederst til venstre: Bihotel, hvor fronten kan åbnes, således at man kan følge med i biernes arbejde (foto Beate Strandberg). Nederst til højre: Et kig ind i bihotel, der er beboet af v gsilkebi (*Colletes daviesanus*), der er den eneste silkebi, der benytter eksisterende hulrum som redested (foto Nina Hansen).

8.3.2 Effekter på vilde bestøvende insekter

Bihoteller kan, hvis de er udformet i forhold til biernes behov, udgøre et vigtigt supplement til eksisterende redesteder for enlige bier, der har deres reder i hulrum i træ, murværk eller hule plantestængler (Tabel 8.3). Det gælder især bier tilhørende familierne bugsamlerbier (*Megachilidae*) og korttungebier (*Colletidae*). Blandt de hyppigste gæster i bihoteller er således forskellige arter af murerbier (*Osmia* spp.) og bladskærerbier (*Megachile* spp.) samt arter som vægsilkebi (*Colletes daviesanus*), hulbi (*Heriades truncorum*), forårsvægbi (*Anthopora plumipes*) og havevægbi (*A. quadrimaculata*) (fx von Köningslów et al. 2019, Westrich 2019, Falk & Lewington 2015). De mindste huller (3-6 mm i diameter) bebos af arter tilhørende maskebier (*Hylaeus* spp.), mens de største huller bebos af bladskærerbier (8-13 mm i diameter) og uldbier (8-12 mm). For øvrige bi-slægter varierer den egnede huldiameter mere: murerbier (5-12 mm), uldbier (8-12 mm), hulbier (6-10 mm), saksebier (4-11 mm) og vægbier (8-10 mm) (Lagache 2019).

Samlet set har bihoteller dog en begrænset betydning for vilde bestøvende insekter, idet de udelukkende udgør et potentielt redested for enlige bier, der har deres rede i eksisterende hulrum (Tabel 8.3). Bihoteller giver dog en redemulighed for en gruppe af bier, der ikke tilgodeses ved mange andre virkemidler, hvorfor bihoteller kan ses som et fint supplement til andre virkemidler. Placeringen af bihotellet i områder med egnede fødeplanter for bierne er således afgørende.

8.3.3 Anbefalet implementering af virkemidlet "Bihoteller" i forhold til vilde bestøvende insekter

Når man bygger eller køber et bihotel, er der en række forhold, der er afgørende for, at enlige bier, der benytter eksisterende hulrum som redested, vil flytte ind.

- Hullernes diameter må gerne variere, således at bier af varierende størrelse kan benytte hullerne. Det øger sandsynligheden for at tiltrække flere forskellige arter.
- Hullerne skal være lange nok og som minimum 15 cm dybe.
- Hullerne skal være lukket bagtil.
- Bihotellet skal placeres i et område med egnede fødeplanter og adgang til egnet redemateriale (blade af udvalgte plantearter, mudder, harpiks m.m. afhængig af bi-arten).

Tabel 8.3. Forventet betydning af virkemidlet "Bihoteller" for vilde bestøvende insekter og deres krav til ressourcehabitatet. Nederst i tabellen angives, om alle artsgruppens levestedskrav er opfyldt.

	Enlige bier			humlebier			Dagsommerfugle	Svirrefluer	
	oligolektiske	polylektiske	redeparasitter	langtungede	korttungede	redeparasitter		træer	lysåbent
Levested for juvenile	Ja, for nogle arter af hulboende bier	Ja, for nogle arter af hulboende bier	Ja, såfremt værten tilgodeses	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
Føde for juvenile	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
Levested for adulte	Ja, for nogle arter af hulboende bier	Ja, for nogle arter af hulboende bier	Ja, såfremt værten tilgodeses	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
Føde for adulte	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
Overvintringssted	Ja, for nogle arter af hulboende bier	Ja, for nogle arter af hulboende bier	Ja, såfremt værten tilgodeses	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
Alle ressourcebehov dækket	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej

8.4 Bufferzoner uden pesticid- og gødningstilførsel

Som beskrevet i Dalgaard et al. (2020) vil mange af virkemidlerne på og ved siden af markfladen have gavn af en gødnings- og pesticidfri bufferzone, der placeres mellem marken og virkemidlet, idet påvirkningen fra pesticider og gødning ofte vil være hæmmende for positive effekter på såvel flora som insekter. Sprøjtefrie (men ikke gødningsfrie) bufferzoner er et krav i forbindelse med anvendelse af visse pesticider langs vandløb, på § 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 ugødede arealer placeret langs bestørvirkemidler og småbiotoper vil have en tilsvarende beskyttende effekt; det kunne fx være MFO-bræmmer.

8.4.1 Effekter af bufferzoner på de vilde bestøvende insekter i nabohabitater

Som beskrevet i Dalgaard et al. (2020) vil selv smalle bufferzoner fjerne gødningspåvirkningen af nabohabitater, hvorimod bredden af bufferzonen samt valg af sprøjteudstyr er afgørende for at hindre negative effekter på såvel floraen som de bestøvende insekter. Således bør bredden af en bufferzone ikke være mindre end 20 m, hvis landmanden anvender gammeldags sprøjteudstyr, som ikke reducerer sprøjtemiddelafriften, mens bredden kan reduceres til min. 10, 5 eller 2 m, hvis der anvendes udstyr, som reducerer afdriften med hhv. 50, 75 eller 90 %. For høj vegetation som fx læhegn og skovkanter vil effekten af en sprøjtefri bufferzone være mindre end for lav vegetation, hvorimod afdriftreducerende udstyr vil være gavnligt. Som tidligere beskrevet vil effekten af nedsat gødningspåvirkning oftest ikke være af betydning de første mange år pga. det høje næringsstofindhold i landrugsjord og tilgrænsende arealer. Nedsat pesticidpåvirkning vil derimod have umiddelbar effekt på floraens sammensætning og blomstring i nabohabitatet (Strandberg et al. 2019, 2013b; Boutin et al. 2014) til gavn for de bestøvende insekter, som også vil nyde godt af fraværet af insekticidpåvirkning.

8.4.2 Effekter i selve bufferzonen på vilde bestøvende insekter

I selve bufferzonen vil fraværet af gødskning kun give minimale effekter på floraen og dermed på de vilde bestøvende insekter, da jorden vil være næringsrig i mange år (Walker et al. 2004, Ejrnæs & Nygaard 2011).

Da jordbearbejdningen bibeholdes, vil redemulighederne for jordboende bier ikke ændres. Den reducerede herbicidpåvirkning vil tillade fremvækst af vilde planter, som evt. kan fungere som føderessource for bestøvende insekter samt evt. levesteder til nogle svirrefluer og sommerfugle, men effekten vil være begrænset, fordi der stadig er tale om mark i omdrift. Den reducerede insekticidpåvirkning vil tilsvarende gavne insekterne direkte. I lighed med nabohabitaterne vil reduktionen i sprøjtemiddelpåvirkning i bufferzonen afhænge meget af det anvendte sprøjteudstyr samt bredden af bufferzonen. Forventningen er derfor, som præsenteret i Tabel 8.4, at virkemidlet i nogen grad vil understøtte almindelige, ikke beskyttelseskrævende arter, og at truede arter ikke vil have gavn af tiltaget.

Tabel 8.4. Vurdering af betydningen af selve virkemidlet ” Bufferzoner uden pesticid- og gødningstilførsel” for vilde bestøvende insekter og deres krav til ressourcehabitatet i selve bufferzonen ved gældende praksis, og hvis neden for anbefalede praksis i forhold til biodiversitet anvendes. Nederst i tabellen angives, om alle artsgruppens levestedskrav er opfyldt.

	Enlige bier			Humlebier			Dagsommerfugle	Svirrefluer	
	oligolektiske	polylektiske	redeparasitter	langtungede	korttungede	redeparasitter		træer	lysåbent
Levested for juvenile	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Måske for nogle arter	Nej	Ja, for nogle arter
Føde for juvenile	Usandsynligt	Ja, i begrænset omfang	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, i begrænset omfang	Ja, i begrænset omfang	Ja, såfremt værten tilgodeses	Måske for nogle arter	Nej	Ja, for nogle arter
Levested for adulte	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Usandsynligt	Ja, for nogle arter	Nej	Ja, for nogle arter
Føde for adulte	Usandsynligt	Ja, i begrænset omfang	Ja, såfremt værten tilgodeses	Ja, i begrænset omfang	Ja, i begrænset omfang	Ja, såfremt værten tilgodeses	Måske for nogle arter	Nej	Ja, for nogle arter
Overvintringssted	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
Alle ressourcebehov dækket	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej

8.4.3 Anbefalet implementering af virkemidlet ”Bufferzoner uden gødnings- og pesticidtilførsel” i forhold til vilde bestøvende insekter

For at beskytte floraen og de vilde bestøvende insekter i nabohabitatet bør bufferzonen være min. 20 m bred ved anvendelse af udstyr, der ikke reducerer afdriften, mens der ved 50 % reduktion kan anvendes en bufferzone på 10 m, ved 75 % reduktion 5 m og ved 90 % reduktion 2 m.

8.5 Regulering af udsætning af honningbier

Regulering af udsætning af honningbier kan være en mulighed, hvor udsatte honningbier via fødekongurrence med vilde bestøvende insekter medfører negative og uønskede konsekvenser for den vilde bestøverfauna.

De senere år har der været meget fokus på de mulige negative effekter af konkurrencen fra honningbier (*Apis mellifera*) på vilde bier. I det nye pragtværk om vilde bier ”Die Wildbienen Deutschlands” (Westrich 2018) vier forfatteren således seks sider til konkurrencen mellem bier, heraf mere end fire sider om konkurrencen mellem honningbier og vilde bier. Konkurrencen fra honningbier og andre holdte bier (”managed bees”) er, som diagrammet fra rapporten ”The assessment report on pollinators, pollination and food production” (IP-BES 2016) (Figur 2.1, side 10) viser, en af mange mulige påvirkninger på vilde bestøvende insekter.

Der er imidlertid ikke konsensus mellem forskere i forhold til betydningen af konkurrencen (fx Mallinger et al. 2017; Geldmann and Gonzáles-Varo 2018; Kleijn et al. 2018). Se i øvrigt kap. 8.5.2, hvor effekter på vilde bestøvende insekter er grundigt behandlet. Forskerne er dog enige om, at ved en vis tæthed kan honningbier have negative effekter på populationer af vilde bier (Mallinger et al. 2017; Geldmann and Gonzáles-Varo 2018, Kleijn et al. 2018). Biavl har således risiko for at påvirke vilde bier og biodiversiteten negativt, og der er, som Henry og Rodet (2020) udtrykker det, behov for ”a roadmap to manage the coexistence between productive beekeeping and wild bee conservation”.

8.5.1 Nuværende regler og praksis

Der findes ingen fungerende praksis eller beskrevne regler i Danmark. I den internationale videnskabelige litteratur findes dog en række anbefalinger, hvor såvel forbud mod udsætning, generel regulering af tætheden af honningbier, dvs. antal bifamilier eller bistader pr. arealenhed, samt regulering af tæthed af udsætning i forhold til fødeudbud er foreslået.

Nogle forskere anbefaler, at man forbyder udsætning af honningbier i beskyttede naturområder (fx Evertz 1995). van der Spek (2012) foreslår, at et sådant forbud udelukkende skal gælde i en afstand på 1,5 km til områder, hvor der findes truede arter af bier tilhørende rødlistekategorierne lokalt uddød (RE), kritisk truede (CR) og truet (EN), og at udsætninger i øvrigt skal begrænses til 3 kolonier pr. km² (dvs. 0,03 kolonier pr. ha) i beskyttede naturområder, som foreslået af Steffan-Dewenter (1998), med mindre der er tale om pil, lyng eller lyng og blåbær, hvor udsætningerne bør begrænses til 0,75; 0,5 hhv. 0,25 kolonier pr. ha føderessource (van der Spek 2012). Kleijn et al. (2018) påpegede, at forbud mod biavl i beskyttede områder ofte er symbolsk, idet honningbier kan flyve op til 10 km.

Ud fra et forsigtighedsprincip foreslog Steffan-Dewenter og Tscharncke (2000), at tætheden af kolonier i områder, hvor der er behov for beskyttelse af den vilde bestøverfauna, ikke overstiger 3,1 kolonier pr. km² (0,03 kolonier pr. ha). Deres undersøgelse påviste ikke nogen negative effekter i kalkgræsland ved meget varierende honningbitætheder (0,25-5,18 stader / km²) inden for 2 km omkring de undersøgte græslandene. Tætheden af vilde bier i disse områder var udelukkende korreleret til føderessourcens størrelse. I et andet rigt blomstrende habitat, dværgbuskhede domineret af rosmarin (*Rosmarinus officinalis*) og timian (*Thymus vulgaris*), fandt Torné-Noguera et al. (2016) imidlertid negative effekter på vilde bier, primært jordhumle, og konkluderer, at der ved tætheder på 3,5 honningbikolonier pr. km² (0,04 kolonier pr. ha) sås negative effekter på vilde bier, dog var tætheden i undersøgelsesområdet 15 kolonier / km². Tilsvarende fandt Henry & Rodet (2018), at en tæthed på > 14 bistader / km² (0,14 kolonier pr. ha) i blomstringsperioden for rosmarin resulterede i, at de vilde bier var negativt påvirket af konkurrencen fra honningbierne i en afstand op til 600-1100 m fra stadepladsen. En kolonitæthed på 3,1-3,5 pr. km² ligger i øvrigt en smule lavere end den gennemsnitlige europæiske og danske kolonitæthed for holdte honningbier på 4,04 ± 2,82 hhv. 3-5 stader / km² (De la Rúa et al. 2009). Sådanne gennemsnit dækker imidlertid over en betydelig variation, idet der er store områder med færre kolonier pr. km², men også områder med en langt højere tæthed. Henry og Rodet (2018, 2020) angiver en kolonitæthed på 14 kolonier pr. km² for den periode, hvor rosmarinen blomstrer. Som dansk eksempel på en dværgbuskhede, hvor der udsættes honningbier under en masseblomstrende plantearts blomstring, her hedelyng (*Calluna vulgaris*), kan nævnes udsætning af honningbier på Borris Hede Skydeterræn. Hele skydeterrænet er på 47 km², hvoraf de 30 km² er lynghede. Her blev i 2017 udsat 900 bistader (Driftsleder Ole Lembcke Pedersen, pers. komm.). Der foreligger ikke undersøgelser af konkurrenceforholdene fra heden.

Ovenstående eksempler illustrerer problemet ved at benytte tætheden af honningbikolonier som regulerende faktor, idet samme kolonitæthed ikke har en ensartet påvirkning, hvilket må formodes at skyldes, at tilgængeligheden af føderessourcer varierer betydeligt, ligesom det må være af betydning, hvilke arter af vilde bier, der forekommer i området, samt hvor stort fødeoverlappet mellem honningbier og vilde biarter er i det givne område. En generel regulering via kolonitætheder tager ikke hensyn til den meget store både rumlige og tidslige variation i føderessourcen, som findes både i agerlandet og i naturlige habitater (se kap. 4). I kalkgræsland, som Steffan-Dewenter og Tscharncke (2000) undersøgte, besøgte de vilde bier 57 forskellige plantearter, mens honningbierne kun besøgte 24 arter. Ressourceoverlappet var på 45,5 %, og Hurlbert's indeks for niche overlap var 3,1 (Steffan-Dewenter & Tscharncke 2000). Et Hurlbert's indeks >1 indikerer, at de to grupper, honningbier hhv. vilde bier, udnytter visse plantearter mere end andre, men at deres præferencer også i et vist omfang er sammenfaldende. Desuden tager en generel regulering af tætheden af kolonier ikke hensyn til det forhold, at tætheden af fødesøgende honningbier generelt falder med afstand til bigården. Steffan-Dewenter og Tscharncke (2000) fandt, at honningbierne i området ikke søgte føde i større afstand end 1,5 km fra stadepladsen, hvilket indikerer, at føderessourcerne tæt på stadepladsen har været tilstrækkelige, da honningbierne ellers gerne bevæger sig betydeligt længere i deres fødesøgning.

To forskergrupper har uafhængigt udviklet modeller, der tager hensyn til ovennævnte forskelle ved at beregne afstanden til bigården / stadepladsen inden for hvilken, der er risiko for at tætheden af honningbier er så høj, at nega-

tive effekter på vilde bestøvende insekter ikke kan udelukkes givet den tilgængelige ressource (Henry & Rodet 2020, Sørensen et al. 2020). Den danske model (Sørensen et al. 2020) blev i 2019 anvendt til vurdering af opsætning af bistader i Nationalpark Thy, hvor hedelyng (*Calluna vulgaris*) udgør en betydelig føderessource i eftersommeren (DCE & DCA 2019). Der er i rapporten divergerende opfattelser af konkurrencespørgsmålet baseret dels på modelberegninger dels på mere overordnede arealmæssige betragtninger. Risiko-modelleringen viste, at den kritiske afstand, dvs. den afstand til stadepladsen, som man skal uden for, før der ikke er risiko for negative effekter på vilde bier, for de 11 udbudte stadepladser varierer fra 510 m til 2384 m, hvis beregningsgrundlaget er forekomsten af hede inden for 1 km til stadepladsen. Baseres analysen på forekomsten af hede inden for 2 km, vil den kritiske afstand ligge mellem 480 og 3516 meter. Den faglige vurdering baseret på arealmæssige betragtninger fandt imidlertid ikke, at der var behov for regulering af udsætningen af honningbier, idet Dupont & Kryger (2019) konkluderer, at der kun i et enkelt område var utilstrækkelig føde for udsatte honningbier.

Hvis man vil sikre hensynet til vilde bestøvende insekter, konkluderer såvel Henry & Rodet (2020) som Sørensen et al. (2020), at det er nødvendigt at gennemføre en risikoanalyse, hvor man tager hensyn til føderessourcen i det specifikke område i den periode, hvor honningbikolonierne påtænkes udsat. Med modellerne i deres nuværende udformning er man i stand til at vurdere den afstand fra en stadeplads, inden for hvilken vilde bier og andre blomsterbesøgende insekter kan være negativt påvirkede (API = The Apirary Influence Range, efter Rodet & Henry (2020) eller ”kritisk afstand” efter Sørensen et al. (2020) og således give en løsning, der tager hensyn til vilde bestøvende insekter såvel som biavl. De nuværende versioner af modellerne forudsætter dog, at der er en homogen fordeling af føderessourcer inden for det omgivende landskab.

8.5.2 Effekter på vilde bestøvende insekter

Som Westrich (2018) skriver (side 314), er konkurrence mellem bier om føderessourcer ikke usædvanlig; det er reglen og kan forekomme mellem alle grupper af bier. Konkurrence ses tydeligst hos sociale bier. For eksempel fortrænger større arter af humlebier mindre arter af humlebier fra blomsterne (Ishii 2013, Morse 1977a,b, 1978). Humlebier kan også fortrænge andre mindre bier fra blomsterne (Westrich 2018). Konkurrence ses sjældent i form af aggressivitet, men som oftest ved at den dominerende art fortrænger andre arter fra fødekilden, dvs. ved at besøgsraten ændres (Westrich 2018), eller ved at de fouragerer på mindre næringsrige blomster. En sådan iagttagelse har Kribbe (1996 citeret af Westrich (2018)) gjort på hedelyng, hvor to oligolektiske bier, lyngjordbi (*Andrena fuscipes*) og lyngsilkebi (*Colletes succinctus*), konkurrerer om føderessourcen. Dette fører til, at lyngjordbien benytter svært tilgængelige blomster, og lyngsilkebien udnytter de små blomster i toppen af blomsterstanden.

Der findes mange beskrivelser af konkurrencen mellem honningbier og vilde bier. Entomologen Wesenberg-Lund's kronik i Politiken december 1929 rummer en beskrivelse af forandringerne i bi-faunen iagttaget over en 40-årig periode. I den periode observerede han en markant tilbagegang i antal og diversitet af vilde bier og en markant fremgang i tætheden af honningbier, hvorvidt konkurrence mellem bierne har betydning for observationerne, belyser artiklen ikke, men i den efterfølgende debat konkluderer Wesenberg-Lund dog, at honningbiernes antal er det eneste forhold, vi nogenlunde er herre over (Po-

litken 20. dec. 1929). Baseret på egne og mange andres iagttagelser konkluderer Westrich (2018), at selvom faktorer som klima, mangel på redepladser og arealudnyttelse er af afgørende betydning for populationsdynamikken hos vilde bier, er honningbier den bi-art, der har størst indflydelse på vilde bier. Tilsvarende konklusion i forhold til komplicerede interaktioner, hvor udsætning af honningbier kan være en af påvirkningsfaktorerne, er draget af bl.a. Goulson et al. (2015) og fremgår ligeledes af Figur 2.1 (side 10), der er baseret på evidens fra talrige studier (IPBES 2016). Det er dog uden for enhver tvivl, at landbrugets intensivering, herunder pesticidanvendelsen, og arealudnyttelsen generelt samt bl.a. klimaændringer har afgørende effekt på vilde bestøvende insekter (IPBES 2016).

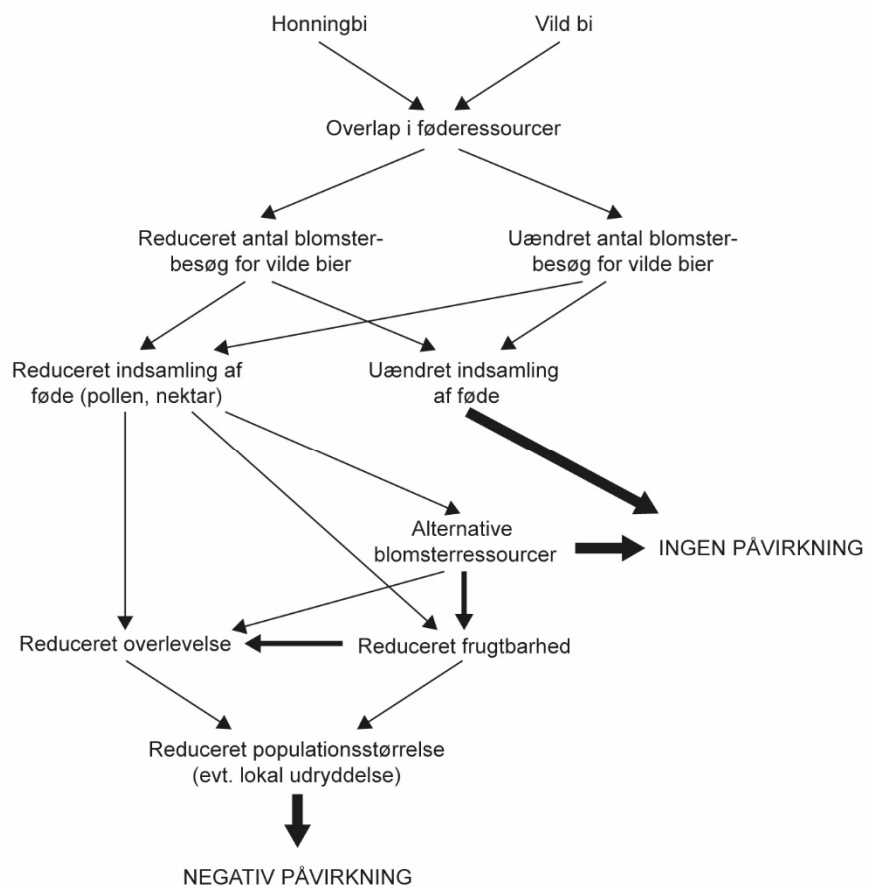
Paini (2004) beskrev den kæde af hændelser, der forekommer i interaktionen mellem honningbier og vilde bier (Figur 8.2). Som det fremgår, er det en forudsætning, at der er overlap mellem de pollen- og nektarressourcer bierne benytter. Hvor det er tilfældet, kan tilstedeværelsen af honningbier enten resultere i uændrede besøgsrater på blomsterne eller en reduktion i antal blomsterbesøg af vilde bestøvende insekter i forhold til honningbier. Begge situationer kan lede til, at selve indsamlingen af ressourcer er enten uændret eller reduceret. Videre kan en reduceret indsamling af ressourcer hos den vilde bestøver føre til, at insektet besøger andre plantearter, hvis sådanne forekommer, og hvis bierne vel at mærke kan udnytte andre ressourcer. Oligolektiske bier vil i mange tilfælde ikke have den mulighed. Arter, der har en kortere velafgrænset flyveperiode, kan uanset lekti også være truede, idet de ikke kan kompensere en eventuel mangel på ressourcer på et senere tidspunkt. Reduceret indsamling af ressourcer er kritisk og kan få betydning for den påvirkede arts overlevelse og frugtbarhed og dermed resultere i reducerede populationstætheder og / eller lokal udryddelse. Det er kun i sådanne tilfælde, at konkurrencen får en direkte negativ og i nogle tilfælde irreversibel effekt.

Der er imidlertid også andre faktorer, der kan reducere overlevelse og frugtbarhed, fx pesticider, sygdomme eller parasitter, og dermed føre til en reduktion i populationsstørrelsen.

Honningbier samler ofte pollen og nektar på de samme plantearter som vilde bestøvende insekter, og der kan derfor potentielt opstå konkurrence mellem honningbier og vilde bestøvende insekter, hvor føderessourcerne er begrænsede og overlappende i forhold til tætheden af bier. Steffan-Dewenter & Tschardt (2000) fandt et ressourceoverlap på 45,5 % mellem honningbier og vilde bier. Et endnu ikke afsluttet forskningsprojekt om fødeoverlappet mellem honningbier og vilde bier forsøger at måle, hvor stort overlappet reelt er, og hos hvilke arter dette overlap kan være kritisk (Rasmussen et al., upubliceret data, "33010-NIFA-19-740"). Som forventet viser studiet, at der er meget store forskelle i fødeoverlappet mellem honningbier og forskellige arter vilde bier. Således formodes nogle arter at være helt upåvirkede af konkurrencen, mens andre vil opleve konkurrence i nærheden af bistader. En endelig konklusion og kriterier for at fastslå kritisk overlap er endnu ikke tilgængelig.

Timberlake et al. (2019) viste, at situationer med mangel på føderessourcer forekom i alle undersøgte landskaber (se i øvrigt kap. 4.2.1). I landskaber, hvor fødeudbuddet er undersøgt i Danmark, er der observeret perioder med fødemangel for honningbier (Kryger et al. 2011).

Figur 8.2. Kæde af hændelser, der viser, hvordan overlap i føde-ressourcer mellem honningbier og vilde bestøvende insekter i sidste ende kan lede til popu-lationseffekter på de vilde insekter. Efter Paini (2004).



I 2017 publicerede Mallinger et al. en meta-analyse af effekten af udsætning af avlede bier på vilde bier. I analysen, der fandt en generel forskel på omfang af konkurrencens betydning i områder, hvor honningbier er / ikke er hjemmehørende, indgik 16 europæiske studier gennemført i naturområder, agerland og som eksperimenter, alle i områder, hvor honningbier (*Apis mellifera*) er hjemmehørende (se Tabel 8.5). Analysen påviste negative effekter af konkurrencen i 38 % af studierne, mens studier, der ikke fandt effekter af honningbier på vilde bier, udgjorde 31 %, og 25 % af studierne viste negativ eller ingen effekt. De resterende undersøgelser havde blandede resultater (Tabel 8.5). I undersøgelser, der påviste negativ effekt, blev denne målt på mange forskellige parametre (blomsterbesøg, kolonivægt, reduceret størrelse af arbejderhumlebier og reduceret vækst og reproduktion). Heriblandt var blomsterbesøg langt den hyppigst undersøgte responsparameter. Ingen af studierne sammenholdt imidlertid nedgangen i blomsterbesøg med en reduceret indsamling af føderessourcer og en deraf følgende reduktion i vækst og reproduktion, og man kan dermed ikke udelukke, at andre forhold end konkurrencen fra honningbier var årsag til eller medvirkende til den målte negative effekt på vækst og reproduktion. Steffan-Dewenter & Tscharntke (2000) anbefaler således også, at undersøgelser af konkurrenceforhold inkluderer øvrige væsentlige populationsregulerende forhold for at kunne afgøre, hvilke faktorer, der er vigtigst i forhold til populationsdynamikken hos vilde bier. For eksempel påviste Goulson & Sparrow (2009), at størrelsen (thoraxbredden) af arbejderbier hos fire humlebiarter var signifikant reduceret i landskaber med fødemangel, og hvor der også var honningbier tilstede. Undersøgelsen inkluderede imidlertid parametre som antal blomsterbesøg eller ressourceindsamling, og det var således ikke muligt direkte at relatere den reducerede størrelse til udsætningen af honningbier.

Tabel 8.5. Sammenfatning af resultaterne fra 16 europæiske studier af konkurrence mellem honningbier og vilde bier. Undersøgelser, der gennemført i naturen, er fra områder, hvor honningbien (*Apis mellifera*) er hjemmehørende. For hver undersøgelse er angivet reference, undersøgelsessted, hvilke arter, der ingår, typen af undersøgelsen, det benyttede effektmål samt resultatet af undersøgelsen. "0" angiver ingen effekt på vilde bier, "+" angiver positiv effekt på vilde bier, "-" angiver negativ effekt på vilde bier og "0/+/-" angiver variabelt resultat

Reference	Sted	Arter/slægter af vilde bier	Kontekst	Effektmål	Konklusion vedr. effekt på vilde bier			
					0	÷	0/÷	0/+/-
Balfour et al. 2013	UK	<i>Bombus terrestris/lucorum, B. pascuorum, B. lapidarius</i>	felteksperiment	visitation rates, fødesøgningsadfærd	1			
Balfour et al. 2015	UK	<i>Bombus</i> spp.	felteksperiment	visitation rates, fødesøgningsadfærd	1			
Elbgami et al. 2014	UK	<i>Bombus terrestris</i>	Feltundersøgelse, landbrugsland	Vægt og reproduktiv success		1		
Forup and Memmott 2005	UK	<i>Bombus</i> spp.	Feltundersøgelse, naturlige habitater	Tæthed, diversitet, fødesøgningsadfærd			1	
Goras et al. 2016	Grækenland	many	Feltundersøgelse, naturlige habitater	visitation rates, fødesøgningsadfærd	1			
Goulson and Sparrow 2009	UK	<i>B. pascuorum, B. lucorum, B. lapidarius, B. terrestris</i>	Feltundersøgelse, semi-naturlige habitater	thorax width		1		
Herbertsson et al. 2016	Sverige	<i>Bombus</i> spp.	Feltundersøgelse, landbrugsland	tæthed			1	
Hudewenz and Klein 2013	Tyskland	many	Feltundersøgelse, naturlige habitater	visitation rates, antal reder		1		
Hudewenz and Klein 2015	Tyskland	<i>Osmia bicornis</i>	Feltundersøgelse, naturlige habitater (eksperimentelle plots)	Antal reder og yngleceller		1		
Kuhn et al. 2006	Tyskland	<i>Megachile lapponica</i>	Feltundersøgelse, naturlige habitater	visitation rates, fødesøgningsadfærd	1			
Lindstrom et al. 2016	Sverige	many	Feltundersøgelse, landbrugsland	tæthed		1		
Neumayer 2006	Østrig	many	Feltundersøgelse, naturlige habitater	visitation rates/lo-kale tætheder		1		
Nielsen et al. 2012	Europa	many	Feltundersøgelse, naturlige habitater					1
Steffan-Dewenter & Tscharnkte 2000	Tyskland	many	Feltundersøgelse, naturlige habitater	Tæthed, diversitet, antal reder, antal yngleceller, visitation rates	1			
Torne-Noguera et al. 2016	Spanien	many	Feltundersøgelse, naturlige habitater	visitation rate, biomasse vilde bier			1	
Walter-Hellwig et al. 2006	Tyskland	<i>Bombus</i> spp.	Feltundersøgelse, landbrugsland	visitation rates/lo-kale tætheder			1	
Samlet antal studier					5 (31 %)	6 (38 %)	4 (25 %)	1 (6 %)

Siden er et studie, der netop sammenholder reduktion i antal blomsterbesøg med tilbagegang i nektarindsamlingen ved tilstedeværelse af høje tætheder af honningbier, blevet publiceret (Henry & Rodet 2018), og som det måske vigtigste påviste dette studie en signifikant reduktion i tætheden af vilde bier det efterfølgende år, hvor der det foregående år var en reduceret nektarindsamling. Med dette studie blev det muligt at relatere det reducerede antal blomsterbesøg hos vilde bier som følge af udsætningen af honningbier til målte fitness-effekter hos de vilde bier. Et andet nyt studie (Valido et al. 2019) har desuden ved hjælp af netværksanalyser påvist, at bestøversamfundet ændres dramatisk, når høje tætheder af honningbier udsættes (14 stader/km²), og at ikke udelukkende fødespecialister, de oligolektiske bier, men også polylektiske arter, som fx humlebier, påvirkes. Dette er i øvrigt i overensstemmelse med, hvad Goulson & Sparrow (2009), Torné-Noguera et al. (2016) og Henry & Rodet (2018) fandt. Også hvor der er masseblomstrende arter tilstede, søger honningbierne føde på flere plantearter (fx Valido et al. 2019, Dupont & Olesen 2009), og konkurrencen kan potentielt påvirke alle arter, der har fødeoverlap med honningbier. Selvom en række studier således har dokumenteret, at fødekongurrence med negative effekter på vilde bestøvende insekter kan forekomme, har andre studier ikke påvist sådanne effekter ved tilsvarende tætheder. Der er derfor behov for en case-baseret tilgang til vurderingen af udsætninger af honningbier.

Et svensk studie indikerer, at den negative effekt af honningbier på tætheden af humlebier afhænger af landskabet (Herbertsson et al. 2016). De fandt således kun en reduktion i tætheden af humlebier i semi-naturlige habitater i homogene landskaber, hvor der var udsat honningbier. I disse landskaber var der i modsætning til i de mere heterogene landskaber få habitater, der indeholdt føderessourcer. Desuden fandt de, at påvirkningen var størst hos humlebier med en kort fourageringsafstand.

Effekten af honningbier på vilde bestøvende insekter skyldes først og fremmest, at antallet af arbejderbier hos honningbier i biavl, som varierer fra 20.000 op til 60.000, er langt højere, end hvad vi finder hos nogen anden art. De største kolonier hos humlebier ses hos mørk jordhumle, der har op til 400 arbejdere i en koloni (Benton 2006). I landskaber, hvor der er mangel på nektar, som det bl.a. er påvist af Timberlake et al. (2019), vil udsætning af honningbier forøge behovet for og dermed manglen på nektar, idet honningbikolonier kræver store mængder af blomsterressourcer hele sæsonen. For bedst muligt at sikre sig disse ressourcer, har honningbierne udviklet et effektivt system af spejderbier, som finder de ressourcerige blomsterkilder i landskabet og via et dansesprog kommunikerer det til en større gruppe af arbejderbier, som dermed hurtigt og effektivt kan indsamle ressourcerne. Enlige bier kommunikerer ikke med hinanden, og deres fødesøgning er mere spredt og uorganiseret i sammenligning med honningbiens. Honningbier flyver gerne flere kilometer til en enkelt stor fødekilde og opererer på en større skala i landskabet end vilde bier, som typisk kun flyver få hundrede meter fra reden uanset mængden af tilgængelig føde. For honningbier er flyveafstand ikke så begrænsende, men store ressourcer foretrækkes frem for små. Specialiserede enlige bier er ofte mere effektive i deres håndtering af blomster end generalister som honningbier, der kan bruge mange forskellige blomster (Cane and Sipes 2006). Der kan derfor være en vis segregation i udnyttelsen af blomsterressourcer mellem vilde bier og honningbier.

En honningbifamilie producerer i løbet af et år typisk 25 kg honning, eventuelt mere (Kryger et al. 2011). For at producere 25 kg honning skal der inddampes 50 til 100 kg nektar (Kryger et al. 2011). Bierne fordeler nektaren i små dråber og sørger for ved ventilation med varm luft at fjerne vand, således at der opstår holdbar honning. Ved inddampningen reduceres vandindholdet fra 30 og 90 %, der er i nektar (Pamminger et al. 2019), til under 20 % i den færdige honning (Kryger et al. 2011). Ud over sukker til honningen og som energi til fordampningen kræver biernes flyveture og vedligeholdelsen af et konstant indeklima i bistadet desuden, at der forbrændes betydelige mængder honning eller nektar (Kryger et al. 2011). Det vurderes således, at én bifamilie årligt indsamler 120-200 kg nektar (Seeley 1996). Dette kræver, at bierne har rig adgang til nektar inden for en afstand af 2-5 km fra statet (Beekman & Ratnieks 2000).

Biernes behov for pollen er knapt så stort, men alligevel af en betydelig størrelse (Kryger et al. 2011). En bifamilie danner hvert år ca. 200.000 nye bier eller ca. 20 kg biomasse, hvilket kræver indsamling af op mod 26 kg pollen i løbet af en sæson (Seeley 1985, Kryger et al. 2011). Cane & Tepedino (2017) angiver, at én honningbifamilie benytter lige så meget pollen, som der skal til for at producere 100.000 enlige bier af en gennemsnitlig størrelse, og at en bigård med 40 stader over en periode på tre måneder indsamler pollen svarende til fire millioner vilde bier.

Hvor naturlige populationsregulerende mekanismer påvirker vilde bier og andre bestøvende insekter, søger biavleren i videst muligt omfang at reducere den negative effekt af sådanne regulerende eller udefrakommende faktorer. Biavleren giver kolonien al den plads, den har brug for, giver tilskudsfoder ved mangel på føderessourcer og for at kompensere for, at honning høstes, og bekæmper desuden så vidt muligt sygdomme og parasitter. Dermed bliver honningbien, som Westrich udtrykker det, favoriseret (p. 316) ”Dadurch wird eine einzige Art, die Honigbiene, als domestiziertes Haustier einseitig gefördert”.

Ved udsætning af honningbier er der desuden potentielt risiko for overførsel af sygdomme fx ved overførsel af vira fra honningbier til vilde bier, hvilket af nogle forskere anses som mindst lige så betydningsfuldt som fødekonskurrenzen (Gusachenko et al. 2020, Grozinger & Flenniken 2019, Manley et al. 2015, Fürst et al. 2014). Emnet debateres i øvrigt meget, men ligger dog uden for nærværende rapport.

Samlet set vurderer vi, at det er veldokumenteret, at fødekonskurrense mellem honningbier og vilde bestøvende insekter kan opstå med negative populationseffekter for vilde bier. Der er dog fortsat behov for at forbedre datagrundlag såvel som modeller, ligesom det vil være relevant at sammenligne resultaterne ved brug af risikomodellen og ved ekspertvurderinger baseret på generelle arealmæssige betragtninger for specifikke områder med varierende føderessourcer / plantesammensætning. Desuden er der behov for ret præcist at kende forekomsten af truede vilde bestøvende insekter, som har behov for særlig beskyttelse. For rapportens anbefalinger se kap. 8.5.5.

8.5.3 Effekter på vilde og forvildede honningbier

Honningbien (*Apis mellifera*) er naturligt hjemmehørende i Danmark, men som det fremgår af rødlisten, findes der ikke længere vildtlevende populationer i Danmark (Madsen 2019). Holdte honningbier kan ved sværmning etableres i naturen, men sådanne forvildede populationer vurderes ikke at kunne

overleve dels pga. af varroamider dels på grund af fravær af hule træer (Binævnnet 2020, Madsen 2019, Requier et al. 2019, Kohl & Rutschmann 2018). Isolerede forvildede populationer af den europæiske honningbi (*A. mellifera*) i Arnot Forest i staten New York, USA, er imidlertid vist at være stabile på trods af introduktion af varroamiden (Seeley 2007, Tarpy et al. 2015). Uanset dette er vilde og forvildede populationer af honningbier truede i store dele af Europa, selvom der fortsat findes populationer i fx Polen, Tyskland, Irland og Italien (Oleksa et al. 2013, Jaffé et al. 2010). Jaffé et al. (2010) konkluderer dog, at der i Europa ikke er tale om vilde honningbier, idet den genetiske diversitet var identisk for honningbier indsamlet i beskyttede naturområder og landbrugsområder. For naturområder såvel som landbrugsområder angives en gennemsnitlig tæthed på < 3 kolonier/km² i Nordeuropa (Jaffé et al. 2010). Requier et al. (2019) anser biavl som den største trussel mod vilde og forvildede honningbier, især fordi de avlede honningbier til stadighed overfører vira og parasitter, især varroamider, til de vilde og forvildede populationer. Requier et al. advokerer således for, at udsætning af honningbier reguleres i områder, hvor vilde og forvildede honningbier findes. I Danmark findes på Læsø en oprindelig dansk birace, den brune bi (*Apis mellifera mellifera*), som er genetisk forskellig fra den europæiske honningbi (*A. mellifera*). Danmarks Biavlerforening har med reference til Riokonventionen (Danmarks Biavlerforening og Læsøbiavlerforening 2016), der inkluderer beskyttelse af oprindelige genetisk unikke dyreracer, argumenteret for beskyttelse af en oprindelig dansk birace i forhold til udsætning af europæiske honningbier.

8.5.4 Økologisk biavl

Økologisk biavl kan medføre en anderledes konkurrencesituation end konventionel biavl, dels fordi bistaderne gennem hele trækperioden skal stå på en godkendte stadeplads (Kilpinen et al. 2017), dels fordi bigården ifølge EU-regler for økologisk biavl, som det fremgår af vejledningen fra Landbrugsstyrelsen, skal placeres, således at pollen- og nektarkilder i en radius på 3 km fra bigården hovedsageligt består af økologiske afgrøder, vild bevoksning eller bevoksning på arealer, som bliver behandlet efter miljøskånsomme metoder, som ikke påvirker biavlens økologiske status (LBST 2020i). Dette kan fx være arealer omfattet af MVJ-tilsagn eller Natura 2000 områder. Store dele af de arealer, der er udpeget til økologisk biavl ligger således inden for beskyttede naturområder (Greve & Kryger 2016). Forud for udpegning af arealerne tages udelukkende afstanden til arealer, hvor der anvendes pesticider, i betragtning. Idet der ved udpegning af områder til økologisk biavl i stor udstrækning udpeges beskyttede naturområder, og der samtidig ikke tages hensyn til føderessourcens størrelse og variation over året, er der stort behov for at foretage en risikovurdering af sådanne udsætninger.

8.5.5 Anbefalet implementering af virkemidlet 'Regulering af udsætning af honningbier' for vilde bestøvende insekter

Samlet set vurderer vi, at det er dokumenteret, at fødekongurrence mellem honningbier og vilde bestøvende insekter kan opstå med negative populationseffekter for vilde bier til følge. Tætheden af honningbier og tilgængeligheden af føderessourcer samt ressourceoverlappet i det konkrete landskab er af betydning for konkurrencen på den enkelte lokalitet.

Det er med de eksisterende modeller muligt at estimere den afstand fra en stadeplads, inden for hvilken vilde bier og andre blomsterbesøgende insekter kan være negativt påvirkede (API = The Apirary Influence Range, efter Rodet

& Henry (2020), eller ”kritisk afstand” efter Sørensen et al. (2020)) af udsætning af et givet antal bifamilier og således give en løsning, der tager hensyn til vilde bestøvende insekter såvel som biavl.

Der er fortsat behov for at forbedre datagrundlag såvel som modeller, ligesom det vil være relevant at sammenligne resultaterne ved brug af risikomodellen med ekspertvurderinger baseret på generelle arealmæssige betragtninger for specifikke områder med varierende føderessourcer og/eller plantesammensætning. Desuden er der behov for ret præcist at kende forekomsten af truede vilde bestøvende insekter, som har behov for særlig beskyttelse.

Vi anbefaler derfor:

- At overlap i pollen- og nektarressourcer mellem honningbier og vilde bestøvende insekter i Danmark kortlægges.
- At de eksisterende risikomodeller udvikles, således at føderessourcer bestående af forskellige plantearter og heterogene landskaber kan håndteres.
- At det estimerede behov for regulering ved brug af risikomodellen og ved ekspertvurderinger baseret på generelle arealmæssige betragtninger for specifikke områder med varierende føderessourcer/plantesammensætning sammenlignes, og begge metoder valideres for danske forhold.
- At risikomodellen udvikles til et GIS-værktøj, således at fordeling af resourcer og vilde såvel som holdte bier i forskellige landskaber kan håndteres.
- At der forud for udsætning af honningbifamilier i beskyttede naturområder (NATURA2000 og §3 natur), og hvor bierne trækker på vegetation i disse områder, foretages en risikovurdering. Det gælder såvel for økologisk biavl, hvor beskyttet natur er udpeget, som fødegrundlag, som for konventionel biavl. En sådan risikovurdering bør omfatte vurdering/kortlægning af tilgængeligheden af føderessourcer, forekomsten af beskyttelseskrævende vilde bestøvende insekter (røddlistekategorier VU+EN+CR) samt estimering af den kritiske afstand for påvirkning ved et givet antal honningbifamilier.
- Hvor der forekommer beskyttelseskrævende arter af vilde bestøvende insekter (røddlistekategorierne VU, EN og CR), anbefaler vi, at der kun udsættes honningbikolonier i et omfang (kolonitæthed), der sikrer, at populationen af det truede insekt ikke påvirkes negativt (No Effect Concentration). Tæthed af honningbikolonier og den nødvendige afstand til forekomsten af truede insekter kan for det enkelte forekomstområde beregnes ved brug af risikomodellen.
- Hvorvidt der skal foretages regulering af udsætningen af honningbier for at sikre de vilde bestøvende insekter er imidlertid ikke et biologisk spørgsmål, men afhænger af myndigheders og lodsejeres forvaltning af arealer og arter.

9 Betydning af driftsform og andre driftsmæssige tiltag

Landbrugets driftsform kan have stor betydning for biodiversiteten og dermed effekten af de forskellige virkemidler på vilde bestøvende insekter.

9.1 Økologisk jordbrug

Økologisk jordbrug giver generelt mere natur og biodiversitet end konventionelt landbrug, ikke bare i marken, men også i omgivelserne (Strandberg et al. 2015, Dalgaard et al. 2020). Det skyldes navnlig fravær af pesticider, anvendelsen af husdyrgødning, et mere alsidigt sædskifte samt en anden afgrødesammensætning på økologiske brug (Strandberg et al. 2015; Dalgaard et al. 2020).

Den gavnlige effekt af økologisk dyrkning er størst i homogene landskaber med intensivt jordbrug. Desuden påvirkes ikke alle organismer positivt; størst gavn af den økologiske driftsform har fugle, biller og sommerfugle (Birkhofer et al. 2014), mens overfladelevende insekter kan påvirkes negativt af den højere grad af mekanisk jordbearbejdning på økologiske marker (Patterson et al. 2018, Søby 2020).

I forhold til vilde bestøvende insekter er der oplagte fordele, hvor virkemidler på markfladen eller naturlige og semi-naturlige nabohabitater ved den økologiske driftsform beskyttes over for afdrift af især pesticider. Det er således veldokumenteret, at insektmidler har stor negativ effekt på bier og andre bestøvende insekter, for sammenfatning se IPBES (2016). Desuden har herbicider en veldokumenteret negativ effekt på fødegrundlaget, hvor plantediversitet såvel som blomstring påvirkes negativt selv af de meget lave koncentrationer, der spredes til markomgivelserne (Strandberg et al. 2019, Boutin et al. 2014, Strandberg et al. 2013, EFSA PPR 2014).

I forhold til nabohabitater vil økologisk dyrkede marker fungere som en buffer for pesticidafdrift til gavn for bestøverne. Tilsvarende vil mange virkemidler på markfladen have større positiv effekt på vilde bestøvende insekter og deres fødegrundlag, hvis virkemidlerne anlægges på økologiske marker, end hvis de ligger på konventionelt dyrkede arealer.

9.2 Reduceret jordbearbejdning

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). Som gennemgået for flere af de ovenstående virkemidler vil reduceret jordbearbejdning gavne de bestøvende insekter. Det gælder dog primært, hvis arealet i øvrigt er attraktivt som fouragerings- og/eller redehabitat, hvilket sjældent er tilfældet for vilde bier (Osborne et al. 2008, kapitel 3.2). For de fleste afgrøders vedkommende vil markerne heller ikke være levested for sommerfugle og svirrefluer eller tilbyde føderessourcer i nævneværdigt omfang, jf. kapitel 3.4 og 3.5.

9.3 Skovlandbrug

Skovlandbrug er et landbrugssystem, hvor der dyrkes vedplanter i sammenhæng med enårige afgrøder og/eller husdyr på en måde, så landbrugsdriften har fordel af vedplanterne. Der er således tale om et komplekst landbrugssystem, som bygger på en holistisk tilgang til landbrugets udfordringer (Lundgren 1982), det være sig produktionsmæssigt og i forhold til ønsket om at gavne miljø, natur eller klima (Dalgaard et al 2020). Den naturmæssige forbedring ved skovlandbrug består primært i en øget strukturel variation i landskabet, som kan give flere levesteder for bl.a. planter og bestøvende insekter. I forhold til vilde bestøvende insekter er fundet stor positiv effekt af skovlandbrug på humlebier, enlige bier og svirrefluer, især i afgrødesystemer uden græssende dyr (Varah et al. 2012, 2020).

9.4 Assisteret spredning af frø og andet plantemateriale fra nærliggende naturarealer

Ved assisteret spredning forstås, at man faciliterer spredningen af arter til områder, hvor de ønskes etableret. I forhold til de oven for beskrevne virkemidler vil det især være oplagt af fremskynde etableringen af en mere divers flora til gavn for de vilde bestøvende insekter, fx som alternativ til udsåning af blomsterblandinger. Derved sikrer man sig, at der kan etableres lokale former af naturligt forekommende arter. De vilde arters spredning kan assisteres ved høst og udsåning af frø, høst og udspredning af hø, der indeholder modne frø, eller flytning af plantetørv. Den mest oplagte metode i forbindelse med virkemidler i agerlandet er umiddelbart høst og spredning af hø.

Det skal tages i betragtning, at alle orkideer og en del andre plantearter er fredede og ikke uden dispensation må høstes eller flyttes fra deres voksested. Det samme gælder 13 arter af insekter, bl.a. 5 arter af dagsommerfugle (Miljøstyrelsen 2020).



Foto 9.1. Blomsterrigt græsland etableret på tidligere bygmark ved assisteret spredning af hø fra græsland i naboområdet, Syd-England. Fotos: Beate Strandberg.

10 Sammenfatning og konklusion

Vilde bestøvende insekter er en broget skare. Som det fremgår tydeligt af beskrivelsen af ressourcehabitaterne for enlige bier, humlebier, dagsommerfugle og svirrefluer stiller de krav til langt mere end tilstrækkelige pollen- og nektarressourcer. Kravet til pollen og nektar er naturligvis fundamentalt, og for mange af insekterne, og det gælder især for bierne, stiller de meget specifikke krav til pollenkilden. Fødespecialisterne, som udgør en fjerdedel af de enlige bier, samler kun pollen på få og udvalgte plantearter, slægter eller familier. Hos dagsommerfuglene er det især kravet til larvernes værtsplanter samt til selve habitatet, som for mange arter udgøres af enten blomsterrige overdrev eller skovlysninger, der begrænser deres udbredelse. Svirrefluerne har ligeledes meget varierede, men også specifikke, krav til levestedet. I forhold til blomsterressourcen er de derimod generelt ikke kræsne.

Da ressourcekravene er så specifikke, forskelligartede og sammensatte, kan det enkelte virkemiddel sjældent opfylde alle krav, og hvis man fx udelukkende ser på, i hvilken udstrækning et givet virkemiddel dækker fødebehovet, kan det ofte føre til en overvurdering af virkemidlets betydning i forhold til vilde bestøvende insekter.

For virkemidlerne på dyrkningsfladen gælder det helt generelt, at de sjældent opfylder levestedskravene, og især hyppige forstyrrelser i form af årlige aktivitetskrav gør dem uegnede som levested for de fleste bestøvende insekter. Mange af disse virkemidler giver græsdominerede arealer, der kun har en begrænset værdi som pollen- og nektarkilde. For virkemidler som blomster- og bestøverbrak samt blomsterstriber, hvor der udsås blomsterblandinger, er problemet generelt, at de tilgængelige frøblandinger indeholder alt for få plantearter i forhold til at tilgodese diversiteten af vilde bestøvende insekter. Frø af dansk herkomst er ofte svære at få fat i. Assisteret spredning kan være en mulighed for at forøge plantediversiteten uden at introducere fremmede arter eller genotyper. Andre virkemidler som insektvolde, levende hegn og andre småbeplantninger samt vandhuller med omgivende randzoner er oftest længerevarende og relativt uforstyrrede, og desuden bidrager de med en væsentlig strukturel diversitet i det monotone landbrugslandskab. Fælles for alle virkemidler på dyrkningsfladen er, at den praksis, der anvendes både ved anlæg og vedligeholdelse, er afgørende for værdien af områderne for vilde bestøvende insekter. Mange virkemidler har i dag en relativ kort levetid, og en del er kun etårige eller omlægges hvert eller hvert andet år. Såfremt levetiden øges og omlægningsfrekvensen sænkes, vil værdien for de vilde bestøvende insekter generelt øges. Vi har for hvert virkemiddel anbefalet en række forbedringer, der kan øge den gavnlige effekt for insekterne.

I modsætning til virkemidler på selve dyrkningsfladen, som primært øger tilgængeligheden af føde, vil de mere permanente og uforstyrrede habitater også tilgodese andre levestedskrav såsom redesteder for vilde bier og overvintringssteder for bier, sommerfugle og svirrefluer. Det sidste gælder også virkemidler, der direkte er målrettet at forbedre tilgængeligheden af redesteder, fx halmballer, stendynger og insekthoteller. Generelt opfylder disse virkemidler alene redekravene for en begrænset andel af de vilde bier. Placeringen af sådanne virkemidler i landskabet er derfor afgørende for betydningen, idet virkemidlet i sig selv ikke tilfører føderessourcer.

Selvom tiltag på dyrkningsfladen kan gavne de bestøvende insekter i et vist omfang, findes langt den største del af den terrestriske biodiversitet, herunder også truede og nationalt beskyttede arter, uden for dyrkningsfladen i skove, ferske enge, strandenge, moser, heder og græsland. Det gælder også for vilde bier, dagsommerfugle og svirrefluer, som vi har fokus på i nærværende rapport. Generelt understøtter virkemidler på dyrkningsfladen almindeligt forekommende og ikke truede arter. Således har fx Krimmer et al. (2019) fundet, at selvom virkemidler som blomsterstriber kan være et godt supplement i forhold til vilde bestøvende insekter, kan de på ingen måde erstatte vedvarende naturarealer og semi-naturlige habitater i agerlandet. Bevarelsen af sådanne arealer skal derfor have den højeste prioritet. I agerlandet rummer eksisterende småbiotoper, som det også fremgår af rødlisten (Moeslund et al 2019), dog også en betydelig andel af truede arter, herunder også vilde bestøvende insekter (Madsen 2019, Helsing 2019, Bygebjerg 2019). Eksisterende naturarealer og permanente virkemidler samt udtagning af landbrugsarealer til ny natur har dermed en større effekt end nyetablerede og kortvarige virkemidler. Dette bør der tages hensyn til ved valg og regulering af virkemidler, og der bør tilskyndes til bevaring af eksisterende naturelementer, ikke mindst småbiotoper, der ikke er omfattet af anden beskyttelse (§3 mv).

Værdien af eksisterende naturarealer for vilde bestøvende insekter varierer meget, idet tilgroning, uhensigtsmæssig græsning, hvilket omfatter fravær af græsning såvel som overgræsning, uhensigtsmæssig slåning samt høj næringsstoffbelastning kan reducere såvel fødeudbud som habitatets værdi som levested betydeligt. Pleje af naturlige habitater bør derfor i særligt omfang have fokus på at tilgodese de vilde bestøvende insekters ressourcebehov. Da disse jo, som beskrevet ovenfor, er særdeles variable, kan pleje, der tilgodeser en art, være skadelig for andre arter. En mosaik af plejeformer vil derfor understøtte en langt mere varieret bestøverfauna end ensartet pleje over store arealer.

Ud over virkemidler, der er rettet mod at gavne de bestøvende insekter direkte, omfatter rapporten også tiltag, der har til hensigt at forbedre og beskytte kvaliteten af nabohabitatet. Bufferzoner, der friholdes for pesticider og gødning, kan ligesom økologisk dyrkningspraksis øge plantediversitet og blomstringen og desuden begrænse risikoen for insekticidbelastning. Sådanne tiltag kan derfor med fordel kombineres med de øvrige virkemidler. Der er dog en barriere i forhold til økologisk jordbrug, da tilskudsordningen i dag ikke giver den økologisk landmand mulighed for at opnå grundbetaling for miljøvirkemidler.

Som det fremgår af kapitel 4 vedrørende ressource-tilgængelighed, er der ofte perioder hen over sæsonen, hvor der er mangel på føderessourcer. Dette gælder såvel i landbrugslandskaber som i naturlige habitater. I landbrugsområder kan virkemidler som blomster- og bestøverbrak samt blomsterstriber i nogen grad afhjælpe denne mangel. Der er i dag en del kvantitativ viden om både ressource-tilgængelighed og ressourcebehov hos vilde bestøvende insekter. En stor udfordring i forhold til at udnytte disse data er den store variation imellem områdernes ressourcemængde samt insektarternes individuelle behov. Det har derfor ikke været muligt i denne rapport at give en kvantitativ vurdering af de enkelte virkemidler i forhold til insekternes behov. For fremadrettet at kunne give en sådan kvantitativ vurdering, er der brug for bedre data vedrørende såvel ressourceudbudet i forskellige habitater som ressourcebehovet gennem hele livscyklus for flere insektarter. Landskabets habitat-

sammensætning har stor betydning for tilgængeligheden af føde- og levestedsressourcer på en større skala. For at kunne inddrage dette i vurderingen vil udvikling af modeller og GIS-værktøjer være nødvendige.

Regulering af udsætning af honningbier kan som anbefalet i rapporten være en mulighed for at tilgodese hensynet til de vilde bestøvende insekters fødebehov og beskyttelsen af disse insekter. Der findes i dag modeller, som for simple landskaber kan beregne, hvor tæt bigårde med et givent antal stader kan placeres på beskyttede naturområder med en given ressourcetilgængelighed uden at have uønsket effekt på fødetilgængeligheden for de vilde bestøvende insekter. Vi anbefaler, at disse modeller løbende valideres, videreudvikles og anvendes i risikovurderingen af potentielle udsætninger af honningbier.

11 Referencer

Alford, DV 1969. A Study of the Hibernation of Bumblebees (Hymenoptera: Bombidae) in Southern England. *Journal of Animal Ecology* 38, 149-170.

Alford, DV 1975. Bumblebees. Davis-Poynter, London.

Andersen HE, Rubæk GH, Hasler B og Jacobsen BH (eds.) 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 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.

Austin Z, Penic M, Raffaelli DG, White PCL 2015. Stakeholder perceptions of the effectiveness and efficiency of agri-environment schemes in enhancing pollinators on farmland. *Land Use Policy* 47, 156-162.

Bakker ES, Svenning JC 2018. Trophic rewilding: Impact on ecosystems under global change. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 373(1761). <https://doi.org/10.1098/rstb.2017.0432>

Balfour NJ, Garbuzov M, Ratnieks FLW 2013. Longer tongues and swifter handling: why do more bumble bees (*Bombus* spp.) than honey bees (*Apis mellifera*) forage on lavender (*Lavandula* spp.)? *Ecological Entomology* 38, 323-329.

Balfour NJ, Gandy S, Ratnieks FLW 2015. Exploitative competition alters bee foraging and flower choice. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 69(10), 1731-1738.

Bartsch H, Binkiewicz E, Rådén A, Nisibov E 2009. Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. Tvåvingar: Blomflugor, Syrphinae. Diptera: Syrphidae: Syrphinae. ArtDatabanken, SLU, Uppsala

Baude M, Kunin WE, Boatman ND, Conyers S, Davies N, Gillespie MAK et al. 2016. Historical nectar assessment reveals the fall and rise of floral resources in Britain. *Nature* 530, 85-88

Beardsell DV, O'Brien SP, Williams EG, Knox RB, Calder DM 1993. Reproductive-biology of Australian Myrtaceae. *Australian Journal of Botany* 41: 511-526. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 69, 1731-1738.

Beekman M, Ratnieks FLW 2000. Long range foraging by the honey-bee, *Apis mellifera* L. *Functional Ecology* 14, 490-496

Benton T 2006. Bumble Bees: The Natural History and Identification of the Species Found in Britain. Collins, London. 580 sider.

Berendse F, Chamberlain D, Kleijn D, Schekkerman H. 2004. Declining Biodiversity in Agricultural Landscapes and the Effectiveness of Agri-Environment Schemes. *Ambio* 33(8), 499-502.

- Bertelsen JP, Ejrnæs R, Hald AB, Odderskær P, Strandberg M og Topping C 2008. Fup og fakta om brak og natur. *Aktuel Naturvidenskab* 2, 2008, 32-35.
- Bertelsen JP, Karlsruhlund CA, Sørensen SØ og Holbeck HB 2015. Dyrkningsvejledning. Natur- og vildtvenlige tiltag i landbruget - udførelse og effekt. Revideret 2015. Aarhus Universitet, 9 p.
- Biesmeijer JC, Roberts SPM, Reemer M et al. 2006. Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313, 351-354.
- Binævnet 2020. Kommentering af næverende rapport Strandberg et al. Vilde bestøvende insekter og virkemidler. DCE.
- 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.
- Bischoff I 2003. Population dynamics of the solitary digger bee *Andrena vaga* Panzer (Hymenoptera, Andrenidae) studied using mark-recapture and nest counts. *Population Ecology* 45, 197-204.
- Blaauw BR, Isaacs R. 2014. Larger patches of diverse floral resources increase insect pollinator density, diversity, and their pollination of native wildflowers. *Basic and Applied Ecology* 15, 701-711.
- Boll D 2010. Effekten af arealanvendelse på diversiteten og tætheden af humlebier i landskabet. Speciale fra Aarhus Universitet, Sektion for Genetik og Økologi, Biologisk Institut og Afdeling for Terrestrisk Økologi, Danmarks Miljøundersøgelser. 56 sider.
- 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.
- 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.
- Burke RJ, Fitzsimmons JM, Kerr JT 2011. A mobility index for Canadian butterfly species based on naturalists' knowledge. *Biodivers Conserv* 20, 2273-2295. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0088-y>
- Burkle L., Irwin R 2009. Nectar Sugar Limits Larval Growth of Solitary Bees (Hymenoptera: Megachilidae). *Environmental Entomology* 38(4), 1293-1300.
- 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

- Bygebjerg R 2019. Svirrefluer. I Moeslund, J.E. m.fl. (red.): Den danske Rødlste 2019. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Byriel, D. et al. In prep. Common heathland management regimes do not benefit all insect taxa – the importance of mosaic management.
- Cane JH 1987. Estimation of bee size using intertegular span (Apoidea). *Journal of the Kansas Entomological Society* 60, 145–147.
- Cane JH, Tepedino VJ 2017. Gauging the effect of honey bee pollen collection on native bee communities. *Conservation Letters* 10(2), 205–210.
- Cane JH, Sipes SD 2006. Characterizing floral specialization by bees: Analytical methods and a revised lexicon for oligolecty. Pages 99–122 in NM Waser and J Ollerton (eds.) *Plant-Pollinator Interactions: From Specialization to Generalization*. University of Chicago Press, Chicago
- Cane JH, Neff JL 2011. Predicted fates of ground-nesting bees in soil heated by wildfire: Thermal tolerances of life stages and a survey of nesting depths. *Biological Conservation* 144, 2631–2636.
- Carvalho LG, Kunin WE et al. 2013. Species richness declines and biotic homogenisation have slowed down for NW-European pollinators and plants. *Ecology Letters* 16, 879-878.
- Carvell C, Meek WR, Pywell RF, Goulson D, Nowakowski M. 2007. Comparing the efficacy of agri-environment schemes to enhance bumble bee abundance and diversity on arable field margins. *Journal of Applied Ecology* 44, 29-40.
- Carvell C, Roy DB, Smart SM, Pywell RF, Preston CD, Goulson D. 2006. Declines in forage availability for bumblebees at a national scale. *Biological Conservation* 132, 481-489.
- Carvell C, Osborne JL, Bourke AFG, Freeman SN, Pywell RF, Heard MS 2011. Bumble bee species' responses to a targeted conservation measure depend on landscape context and habitat quality. *Ecological Applications* 21, 1760-1771.
- Carvell C, Jordan WC, Bourke AFG, Pickles R, Redhead JW, Heard MS 2012. Molecular and spatial analyses reveal links between colony-specific foraging distance and landscape-level resource availability in two bumblebee species. *Oikos*, 121, 734-742.
- Carvell C, Bourke AFG, Osborne JL, Heard MS. 2015. Effects of an agri-environment scheme on bumblebee reproduction at local and landscape scales. *Basic and Applied Ecology* 16, 519-530.
- Ceballos G, Ehrlich PR, Barnosky AD, Garcia A, Pringle RM, Palmer TM 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances* 2015; 1:e1400253
- Césard N, Mouret H, Vaissiere B (2014) Urban bee hotels and public hotels (Des hotels a abeilles urbains et citoyens). *Insectes* 175:7–11

Concepción ED, Díaz M, Baquero RA 2008. Effects of landscape complexity on the ecological effectiveness of agri-environment schemes. *Landscape Ecology* 23, 135-148.

Cong W, Dupont YL, Søgaard K and Eriksen J 2020. Optimizing yield and flower resources for pollinators in intensively managed multi-species grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 302, 107062.

Crutzen, P. J. 2002. Geology of mankind. *Nature* 415(6867), p. 23. <https://doi.org/10.1038/415023a>

Dalgaard T, Jacobsen MN, Odgaard VM, Pedersen FB, Strandberg B, Bruus M, Ejrnæs R, Schmidt KI, Johansen KV, Callesen MG, Pedersen FM, Schou SJ 2020. Biodiversitetsvirkemidler på danske landbrugs- og skovrejsningsarealer. Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 198 s. – DCA rapport nr. 178 <https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCA-rapport178.pdf> DanBIF 2020. <https://allearter-databasen.dk/?perma=518a46942ab90>. Tilgået november 2020.

DanBIF 2020. <https://allearter-databasen.dk/?perma=518a46942ab90>. Tilgået november 2020.

Danforth BN, Minckley RL and Neff JL 2019. *The Solitary Bees: Biology, Evolution, Conservation*. Princeton University Press.

Danmarks Biavlerforening og Læsøbiavlerforening 2016 <https://www.biavl.dk/medlemmer/wp-content/uploads/2016/05/brune-bier.pdf>

Danmarks Jægerforbund 2020a. Insektvolde. <https://www.jaegerforbundet.dk/vildt-og-natur/naturog-vildtpleje/bestandpleje/udsætning/biotoplaner/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>.

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.

DCE & DCA 2019. Opsætning af bistader i Nationalpark Thy. Notat fra DCE – Nationalt Center for Biodiversitet og Energi, og DCA – Nationalt Center for Landbrug og Fødevarer. 28. juni 2019. 39 sider.

De la Rúa P, Jaffé R, Dall'Olio R, Munoz I, Serrano J 2002. Biodiversity, conservation and current threats to European honeybees. *Apidologie* 40, 263-284.

Denisow, B. 2011. Pollen production of selected ruderal plant species in the Lublin Area. University of Life Sciences in Lublin Press, pp. 1-89.

Devoto M, Bailey S, Memmott J 2014. Ecological meta-networks integrate spatial and temporal dynamics of plant–bumble bee interactions. *Oikos* 123, 714-720.

- Dicks LV, Baude M, Roberts SP, Phillips J, Green M, 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.
- Dobson, H. E. M. 1987. Role of flower and pollen aromas in host plant recognition by solitary bees. *Oecologia* 72: 618-623.
- Dobson HEM, Groth I, Bergstrom G 1999. Pollen advertisement: chemical contrasts between whole-flower and pollen odours. *American Journal of Botany* 83: 877-885.
- Dornhaus A, Chittka L 2005. Bumble bees (*Bombus terrestris*) store both food and information in honeypots. *Behavioral Ecology* 16, 661-666.
- Dramstad WE 1996. Do bumblebees (Hymenoptera: Apidae) really forage close to their nests? *Journal of Insect Behaviour* 9, 163-182.
- Duchateau MJ, Velthuis HHW 1988. Development and Reproductive Strategies in *Bombus terrestris* Colonies. *Behaviour*, 107, 186-207.
- Dupont YL, Olesen JM 2009. Ecological modules and roles of species in heath-land plant-insect flower visitor networks. *Journal of Animal Ecology* 78: 346-353.
- Dupont YL, Henriksen MV, Hagen M 2013. Radiobier. *Aktuel Naturvidenskab* 5, 32-35
- Dupont YL, Madsen HB 2010. Humlebier. *Natur og Museum* 1, 1-36.
- Dupont YL, Strandberg B, Damgaard C 2018. Effects of herbicide and nitrogen fertilizer on non-target plant reproduction and cascading effects on pollination in *Tanacetum vulgare* (Asteraceae). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 262, 76-82.
- Ebeling A, Hines J, Hertzog LR, Lange M, Meyer ST, Simons NK, Weisser WW 2018. Plant diversity effects on arthropods and arthropod-dependent ecosystem functions in a biodiversity experiment. *Basic and Applied Ecology* 26, 50-63.
- EFSA (European Food and Safety Authority) PPR Panel 2014. Scientific Opinion addressing the state of the science on risk assessment of plant protection products for non-target terrestrial plants, Vol. 12; 2014.
- Ejrnæs R, 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 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.

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, 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, Levin G 2011. Danmarks biodiversitet 2010 - status, udvikling og trusler. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 152 p. - Faglig rapport fra DMU nr. 815.

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.

Elbgami T, Kunin WE, Hughes WOH, Biesmeijer JC 2014. The effect of proximity to a honeybee apiary on bumblebee colony fitness, development, and performance. *Apidologie* 45, 504-513.

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.

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, Jørgensen U 2020. Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet, Foulum. 380 p. Myndighedsrådgivning rapport, Journal 2019-760-0

Estoup A, Scholl A, Pouvreau A, Solignac M 1995. Monoandry and polyandry in bumble bees (Hymenoptera; Bombinae) as evidenced by highly variable microsatellites. *Molecular Ecology* 4, 89-94.

Evertz S. 1995. Inter-specific competition amongst honey-bees (*Apis mellifera*) and solitary wild bees (Hymenoptera Apoidea). *Natur Landschaft* 70:165–172

Fagan KC, Pywell RF, Bullock JM, 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.

Falk S, Lewington R 2015. Field Guide to the Bees of Great Britain and Ireland. British Wildlife Publishing, London.

Fiedler K. 2006. Ant-associates of Palaearctic lycaenid butterfly larvae (Hymenoptera: Formicidae: Lycaenidae) – a review. *Myrmecologische Nachrichten* 9, 77-87.

Filazzola, A., Brown, C., Dettlaff, M. A., Batbaatar, A., Grenke, J., Bao, T., Peetoom Heida, I., & Cahill, J. F. 2020. The effects of livestock grazing on biodiversity are multi-trophic: a meta-analysis. In *Ecology Letters* (Vol. 23, Issue 8, pp. 1298–1309). Blackwell Publishing Ltd. <https://doi.org/10.1111/ele.13527>

Fløjgaard C et al. in prep. Biodiversitetseffekter af rewilding. DCE rapport.

FN 2019. UN Report: Nature's Dangerous Decline 'Unprecedented'; Species Extinction Rates 'Accelerating'.

Fog K 2019. Padder. I Moeslund, J.E. m.fl. (red.): Den danske Rødliste 2019. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

Forup ML, Memmott J 2005. The relationship between the abundances of bumblebees and honeybees in a native habitat. *Ecological Entomology* 30, 47-57.

Franzén M, Larsson M, Nilsson SG 2009. Small local population sizes and high habitat patch fidelity in a specialized solitary bee. *Journal of Insect Conservation* 13, 89-95.

Fredshavn JR, Strandberg M 2013. Kvalitativ vurdering af EFA-arealers effekt på biodiversiteten. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 11. september 2013.

Fredshavn J, Nygaard B, Ejrnæs R, Damgaard C, Therkildsen OR, Elmeros M, Johansson LS, Alnøe A.B., Dahl K, Nielsen EH, Pedersen HB, Sveegaar 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.

Fürst MA et al. 2014. Disease associations between honeybees and bumblebees as a threat to wild pollinators. *Nature* 506, 364–366

Ganser D, Knop E, Albrecht M 2019. Sown wildflower strips as overwintering habitat for arthropods: Effective measure or ecological trap? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 275, 123–131.

Garratt PDM, Senapathi D, Coston DJ, Mortimer SR, Potts SG 2017. The benefits of hedgerows for pollinators and natural enemies depends on hedge quality and landscape context. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 247, 363-370.

Gathmann A, Tscharntke T 2002. Foraging ranges of solitary bees. *Journal of Animal Ecology* 71, 757–764.

Geldmann J, Gonzáles-Varo JP 2018. Conserving honey bees does not help wildlife. *Science* 359(6374), 392-393.

Genissel A, Aupinel P, Bressae C, Tasei J-N, Chevrier C 2002. Influence of pollen origin on performance of *Bombus terrestris* micro-colonies. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 104: 329-336.

Goras G, Tananki C et al. 2016. Impact of honey bee (*Apis mellifera* L.) density on wild bee foraging behavior. *Journal of Apiculture Science* 60(1), 49-61.

- Goulson D. 2005. Causes of rarity in bumblebees. *Biological Conservation*, 122, 1-8.
- Goulson D. 2010. *Bumblebees: Behaviour, Ecology and Conservation*, Oxford University Press, Oxford.
- Goulson D, Sparrow KR 2009. Evidence for competition between honeybees and bumblebees; effects on bumblebee worker size. *Journal of Insect Conservation* 13, 177– 181
- Goulson D, Hanley ME, Darvill B, Ellis JS, Knight ME 2005. Causes of rarity in bumblebees. *Biological Conservation* 122, 1-8.
- Goulson D, Lye GC, Darvill B 2008. Diet breadth, coexistence and rarity in bumblebees. *Biodiversity and Conservation* 17(3269-3288).
- Goulson D 2003. *Bumblebees: their behaviour and ecology*. Oxford University Press, Oxford
- Goulson D, Stout JC 2001. Homing ability of the bumblebee *Bombus terrestris*. *Apidologie* 32, 105-112.
- Goulson D, Nicholls E, Botias C, Rotheray EL 2015. Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science*, 347 (6229), DOI: 10.1126/science.1255957
- Greenleaf SS, Williams NM, Winfree R and Kremen C 2007. Bee foraging ranges and their relationship to body size. *Oecologia* 153, 589–596.
- Greve MB, Kryger P 2016. Notat om GIS-analyser til økologisk biavl. Notat fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, 13. juni 2016.
- Grozinger CM, Flenniken ML 2019. Bee viruses: Ecology, pathogenicity, and impacts. *Annual review of entomology*. 2019 Jan 10.
- Gusachenko ON, Woodford L, Balbirnie-Cumming K, Ryabov EV, Evans DJ 2020. Evidence for and against deformed wing virus spillover from honey bees to bumble bees: A reverse genetic analysis. *Scientific reports*. Oct 8; 10(1), 1-0.
- Hagen M, Wikelski M, Kissling WD 2011. Space use of bumblebees (*Bombus* spp.) revealed by radio-tracking. *PLoS One* 6, e19997.
- Hallmann CA, Sorg M, Jongejans E, Siepel H, Hofland N, Schwan H, Stenmans W, Muller A, Sumser H, Horren T, Goulson D, de Kroon, H. 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *Plos One*, 12 (10).
- Hallmann CA, Zeegers T, Van Klink R, Vermeulen R, Van Wielink P, Spijkers H, Van Deijk J, Van Steenis W, Jongejan E. 2020. Declining abundance of beetles, moths and caddisflies in the Netherlands. *Insect Conservation Diversity* 13(2) SI, 127-139.
- Hanley ME, Franco M, Pichon S, Darvill B, Goulson D 2008. Breeding system, pollinator choice and variation in pollen quality in British herbaceous plants. *Functional Ecology* 22: 592-598.

- Hansen SV in prep. Forekomst og blomstring af vigtige fødeplanter for bestøvende insekter under forskellig forvaltningspraksis. Bacheloropgave AU.
- Hansen K, Schmidt IK, Gundersen P og Vesterdal V 2008. Skovrejsning – Miljømæssige konsekvenser. Skovbrug. Videnblad. 4.0-1.
- Hansen MDD, Olsen K, Gjelstrup P, Sell H, Jensen F 2008. Gravhøjes og råstofgraves betydning for bevarelse af den biologiske mangfoldighed i Nationalpark Mols Bjerger. Rapport til Kulturarvsstyrelsen. Vedr. J. nr. 2008-7.40.01/75104-0004. Naturhistorisk Museum, Århus.
- 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/Leve-ring_Vurdering_af_natur_milj_og_klimam_ssig_effekt_af_et_2_rigt_jordbe-handlingskrav_p_arealer_med_blomster_og_best_verbrak.pdf.
- Helsing F 2019. Dagsommerfugle. I Moeslund, J.E. m.fl. (red.): Den danske Rødliste 2019. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. redlist.au.dk.
- 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.
- Henriksen C I, Langer V 2013. Road verges and winter wheat fields as resources for wild bees in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 173, 66-71.
- Henry M, Rodet G 2018. Controlling the impact of the managed honeybee on wild bees in protected areas. *Sci. Rep.* 8. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-27591-y>.
- Henry M, Rodet G 2020. The apiary influence range: A new paradigm for managing the cohabitation of honey bees and wild bee communities. *Acta Oecologia* 105 (2020) 103555.
- Herbertsson L, Lindström SAM, Rundlöf M, Bommarco R, Smith HG 2016. Competition between managed honeybees and wild bumblebees depends on landscape context. *Basic and Applied Ecology*, 609-616.
- Herrmann F, Westphal C, Moritz RFA, Steffan-Dewenter I 2007. Genetic diversity and mass resources promote colony size and forager densities of a social bee (*Bombus pascuorum*) in agricultural landscapes. *Molecular Ecology* 16, 1167-1178.
- Hicks DM, Ouvrard P, Baldock KC, Baude M, Goddard MA, Kunin WE, Mitschunas N, Memmott J, Morse H, Nikolitsi M, Osgathorpe LM, Potts SG, Robertson KM, Scott AV, Sinclair F, Westbury DB, Stone GN 2016. Food for pollinators: quantifying the nectar and pollen resources of urban flower meadows. *PLoS ONE* 11, e0158117.
- Holland JG, Bourke AFG 2015. Colony and individual life-history responses to temperature in a social insect pollinator. *Functional Ecology* 29, 1209-1217.

Hudewenz A, Klein A-M 2013. Competition between honey bees and wild bees and the role of nesting resources in a nature reserve. *Journal of Insect Conservation*. 17, 1275-1283. <https://doi.org/10.1007/s10841-013-9609-1>

Hudewenz A, Klein A-M 2015. Red mason bees cannot compete with honey bees for floral resources in a cage experiment. *Ecology and Evolution* 5, 5049-5056. <https://doi.org/10.1002/ece3.1762>

IPBES 2016. The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. S.G. Potts, V. L. Imperatriz-Fonseca, and HT Ngo, (eds.) Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 552 pages.

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.

Ishii HS 2013. Community-dependent foraging habits of flower visitors: cascading interactions among five bumble bee species. *Ecol. Res.* 28, 603-613.

Jaffé R et al. 2010. Estimating the Density of Honeybee Colonies across Their Natural Range to Fill the Gap in Pollinator Decline Censuses. *Conserv. Biol.* 24, 583–593

Kennedy CEJ, Southwood TRE 1984. The number of species of insects associated with British trees: a re-analysis. *Journal of Animal Ecology*, 53, 455–478

Kennedy CM, Lonsdorf E, Neel MC, ..., Kremen C 2013. A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecology letters* 16, 584-599.

Kremen C, Miles A 2012. Ecosystem Services in Biologically diversified versus Conventional Farming Systems: benefits, Externalities, and Trade-Offs. *Ecology and Society* 17(4): 40 <http://dx.doi.org/10.5751/ES-05035-170440>

Kilpinen, Theuerkauf & Havgaard Sørensen 2017, Økologisk biavl i Danmark. Danmarks Biavlerforening

Kim JY 1999. Influence of resource level on maternal investment in a leaf-cutter bee (Hymenoptera: Megachilidae). *Behavioral Ecology* 10: 552-556

Kim JY, Thorp RW 2001. Maternal investment and sizenumber trade-off in a bee, *Megachile apicalis*, in seasonal investments. *Oecologia* 126: 451-456.

Kjær C, Ehlers B, Bruus M, Hansen MDD, Hansen RR, Holmstrup M, Høye TT, Jensen J, Offenberger J, Strandberg B, Strandberg M, 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>

Kleijn D, Berendse F, Smit R, Gilissen N, Smit J, Brak B, Groeneveld R 2004. Ecological Effectiveness of Agri-Environment Schemes in Different Agricultural Landscapes in the Netherlands. *Conservation Biology* 18(3), 775-786.

Kleijn D, Baquero RA, Clough Y,...., Yela JL 2006. Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology letters* 9, 243-254.

Kleijn D, Biesmeijer K, Dupont YL, Nielsen A, Potts SG, Settele J. 2018. Bee conservation: inclusive solutions. *Science* 360(6387), 389-390.

Knight ME, Martin AP, Bishop S, Osborne JL, Hale RJ, Sanderson RA et al. 2005. An interspecific comparison of foraging range and nest density of four bumblebee (*Bombus*) species. *Molecular Ecology* 14, 1811-1822.

Knop E, Kleijn D, Herzog F, Schmid B 2006. Effectiveness of the Swiss agri-environment scheme in promoting biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 43, 120-127.

Kohl PL, Rutschmann B 2018. The neglected bee trees: European beech forests as a home for feral honey bee colonies. *PeerJ. Apr* 6; 6:e4602.

Kraus D, Büttler R, Krumm F, Lachat T, Larrieu L, Mergner U, Paillet Y, Rydkvist T, Schuck A, Winter S 2016. Katalog over mikrohabitater på træer – Referenceliste til feltbrug. *Integrate - Teknisk Rapport*. 16 p.

Kreuss A, Tschardt T 2002. Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. *Biological Conservation* 106(3), 293-302.

Krimmer E, Martin EA, Krauss J, Holzschuh A, Steffan-Dewenter I 2019. Size, age and surrounding semi-natural habitats modulate the effectiveness of flower-rich agri-environment schemes to promote pollinator visitation in crop fields. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 284 (2019) 106590.

Kryger P, Enkegaard A, Strandberg B, Axelsen JA 2011. Bier og blomster. DJF rapport – Markbrug Nr. 150.

Kuhn J, Hamm A, Schindler M, Wittmann D. 2006. Resource partitioning between the oligolectic leafcutter bee *Megachile lapponica* (Hymenoptera, Apiformes) and other visitors on flowers of *Epilobium angustifolium* (Onagracea). *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie* 15; 389-392

Lagache J 2019. Naturligvis! Biologisk mangfold i din trädgård. Naturskyddsforeningen. *Bonnier Fakta*. 175 sider.

LBST - Landbrugsstyrelsen 2018a. Faktaark Permanent græs.

LBST - Landbrugsstyrelsen 2018b. Vejledning til bekendtgørelse om jordresourcens anvendelse til dyrkning og natur (København)

LBST - Landbrugsstyrelsen 2020a. Faktaark - Vildt- og Bivenlige tiltag.

LBST - Landbrugsstyrelsen 2020b. 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 2020c. Vejledning om grøn støtte 2020.

LBST - Landbrugsstyrelsen 2020d. Faktaark - Braklagte arealer.

LBST – Landbrugsstyrelsen 2020e <https://lbst.dk/nyheder/nyhed/nyhed/husk-mulighederne-for-at-lade-blomsterstriberne-staa/>

LBST - Landbrugsstyrelsen 2020f. Grundbetaling til Skovrejsning.

Landbrugsstyrelsen 2020g. Faktaark – Pleje af græs- og naturarealer. Januar 2020.

LBST Landbrugsstyrelsen 2020h. Vådområde- og lavbundsordningerne. Vejledning om tilskud til vådområde- og lavbundsprojekter.

LBST – Landbrugsstyrelsen 2020i <https://lbst.dk/tvaergaaende/oekologi/jordbrugsbedrifter/oekologisk-biavl/>

Lang M, Prestele J, Fischer C, Kollmann J, Albrecht H 2018. Reintroduction of rare arable plants: seed production, soil seed banks, and dispersal 3 years after sowing. *Restoration Ecology* 26-S2, 170-S178

Larsson M, Franzén M 2007. Critical resource levels of pollen for the declining bee *Andrena hattorfiana* (Hymenoptera, Andrenidae). *Biological Conservation* 134, 405-414.

Larsson M, Franzén M 2008. Estimating the population size of specialised solitary bees. *Ecological Entomology* 33, 232-238.

Lebeau J, Wesselingh RA, Van Dyck H 2016. Floral resource limitation severely reduces butterfly survival, condition and flight activity in simplified agricultural landscapes. *Oecologia* 180, 421-427.

Lepais O, Darvill B, O'Connor S, Osborne JL, Sanderson RA, Cussans J et al. 2010. Estimation of bumblebee queen dispersal distances using sibship reconstruction method. *Molecular Ecology* 19, 819-831.

Lindström SAM, Herbertsson L, Rundlöf M, Bommarco R, Smith HG 2016. Experimental evidence that honeybees depress wild insect densities in a flowering crop. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*. 2016; 283. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.1641> PMID: 27881750

Lindström S, Herbertsson L, Rundlöf M 2019. Halmbalar för humlor. Slutrapport för projektnummer 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/?projekten=halmbalar-for-humlor&fbclid=IwAR2-8EoUxY8ibglb07lhk0BGPqy2CsnRvw6soP-RUMhG1xd4YNLI18gAiQQ>.

Litza K, 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.

Lonsdorf E, Kremen C, Ricketts T, Winfree R, Williams N, Greenleaf S 2009. Modelling pollination services across agricultural landscapes. *Annals of Botany*, 103, 1589-1600.

Lopez-Vaamonde C, Raine NE, Koning JW, Brown RM, Pereboom JJM, Ings TC, Ramos-Rodriguez O, Jordan WC, Bourke AFG 2009. Lifetime reproductive success and longevity of queens in an annual social insect. *Journal of Evolutionary Biology* 22, 983-996.

Lundgren B 1982. What is AGROFORESTRY? (editorial) *Agrofor. Syst.* 1 7–12
Online: <http://www.fao.org/3/a-am665e.pdf>.

MacIvor JS 2017. Cavity-nest boxes for solitary bees: a century of design and research. *Apidologie* (2017) 48, 311–327.

MacIvor JS, Packer L 2015. 'Bee hotels' as tools for native pollinator conservation: a premature verdict? *PLoS ONE* 10(3):e0122126.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0122126>

Madsen HB 2019. Bier. I Moeslund, J.E. et al. (ed.) *Den danske Røddliste 2019*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. redlist.au.dk

Madsen HB, Poulsen KR, Rasmussen C, Calabuig I, Schmidt HT 2018. Fire bier nye for den danske fauna (Hymenoptera, Apoidea, Apiformes). *Entomologiske Meddelelser* 86, 39–50.

Mallinger RE, Gaines-Day HR, Gratton C 2017. Do managed bees have negative effects on wild bees? A systematic review of the literature. *PLoS One* 12: e0189268

Manley R et al. 2015. Emerging viral disease risk to pollinating insects: ecological, evolutionary and anthropogenic factors. *J. Appl. Ecol.* 52, 331–340

Michener CD 2007. *The bees of the world*, second edition. Johns Hopkins University Press, Baltimore.

Michener CD, McGinley RJ, Danforth BN 1994. *The bee genera of North and Central America (Hymenoptera: Apoidea)*. Smithsonian Institution, Washington.

Milchunas DG, Sala OE, 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.

Milchunas DG, Lauenroth WK, Burke IC 1998. Livestock Grazing: Animal and Plant Biodiversity of Shortgrass Steppe and the Relationship to Ecosystem Function. *Oikos* 83(1), 65-74.

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>

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/>.

Minckley RL, Roulston TH 2006. Incidental mutualisms and pollen specialization among bees. *Plant-pollinator Interactions. From specialization to generalization*. N. M. Waser, Ollerton, J., University of Chicago Press, London.

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, Gønget 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, 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, Fredshavn J 1997. Livsbetingelser for den vilde flora og fauna på braklagte arealer – En litteraturudredning. Faglig rapport fra DMU, nr. 182.

Morse G 1977a. Resource partitioning in bumble bees: The role of behavioral factors. *Science* 197, 678-680.

Morse G 1977b. Foraging of bumblebees: The effect of other individuals. *J. New York Ent. Soc.* 85, 240-248.

Morse G 1978. Interactions among bumble bees on roses. *Insectes Sociaux* 25, 365-371.

Müller A, Diener S, Schnyder S, Stutz K, Sedivy C, Dorn S 2006. Quantitative pollen requirements of solitary bees: Implications for bee conservation and the evolution of bee–flower relationships. *Biological Conservation* 130, 604-615

Naturbasen, 2020. Svirrefluer. <https://www.naturbasen.dk/familie/8/svirrefluer>. Tilgået november 2020.

NaturErhvervsstyrelsen 2016. Faktaark - Vildt og bivenlige tiltag. Naturerhvervsstyrelsen, Miljø- og Fødevareministeriet. http://naturerhverv.dk/file-admin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Tilskud/Arealtilskud/Direkte_stoette_-_grundbetaling_mm/2016/Faktaark_vildt_og_bivenlige_tiltag.pdf

Naturstyrelsen 2020. Tilskud til etablering af mindre vådområder, jagttegnsmidler. Ansøgningsskema og vejledning til ansøger om tilskudsordningen. <https://naturstyrelsen.dk/media/252041/ansoegningsskema-og-vejledning-om-tilskud-2020.pdf>

Neumayer J 2006. Influence of honey-bees on nectar supply and native flower visitors. *Entomologica Austriaca* 13, 7-14

Nichols RN, Goulson D, Holland JM 2019. The best wildflowers for wild bees Holland. *Journal of Insect Conservation* (2019) 23:819–830.

Nichols RN, Holland JM, 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 A et al. 2012. Pollinator community responses to spatial population structure of wild plants: A pan-European approach. *Basic and Applied Ecology* 13, 489-499.

- Nielsen HB, Bruun HH 2003. Gravhøje som øer i agerlandet: Forandringer i floraen 1961 til 2000. *Flora & Fauna* 109(3+4), 95-100.
- 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, Wind P 2017 (net-publikation): 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.
- Oleksa A et al. 2013. Rural avenues as a refuge for feral honey bee population. *J. Insect Conserv.* 17, 465–472
- Osborne JL, Martin AP, Shortall CR, Todd AD, Goulson D, Knight ME et al. 2008. Quantifying and comparing bumblebee nest densities in gardens and countryside habitats. *Journal of Applied Ecology* 77, 406-415.
- Paini DR 2004. Impact of the introduced honey bee (*Apis mellifera*) (Hymenoptera: Apoidae) on native bees: A review. *Austral Ecology* 29, 399-407.
- Pamminger T, Becker R, Himmelreich S, Schneider CW, Bergtold M 2019. The nectar report: quantitative review of nectar sugar concentrations offered by bee visited flowers in agricultural and non-agricultural landscapes. *PeerJ* 7:e6329 <http://doi.org/10.7717/peerj.6329>
- Patterson ESP, Sanderson RA, 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.
- Pedersen J, 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>
- Politiken 20. dec. 1929. Debat. Hvorfor forsvinder bierne? Et indlæg og et svar.
- Potts SG, Woodcock BA, Roberts SPM, Tschelin T, Pilgrim ES, Brown VK, Tallowin JR 2009. Enhancing pollinator biodiversity in intensive grasslands. *Journal of Applied Ecology* 46, 369-379.
- Potts SG, Biesmeijer JC, Kremen C, Neumann P, Schweiger O, Kunin WE 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *TREE* 25(6), 345-353.
- Poulsen NR, Rasmussen C 2020. Island bees: do wood nesting bees have better island dispersal abilities? *Apidologie* 51(3967):1006–1017.
- Pywell RF, Bullock JM, Tallowin JB, Walker KJ, Warman EA, Masters G 2007. Enhancing diversity of species-poor grasslands: an experimental assessment of multiple constraints. *Journal of Applied Ecology*, 44, 81-94.
- Rasheed SA, Harder LD 1997. Economic motivation for plant species preferences of pollen-collecting bumble bees. *Economic Entomology* 22: 209-219.
- Rasmussen C, Schmidt HT, Madsen HB 2016. Distribution, phenology and host plants of Danish bees (Hymenoptera, Apoidea). *Zootaxa* 4212 (1), 1-100.

Raw A 1992. Mate searching and population size of two univoltine, solitary species of the bee genus *Epicharis* (Hymenoptera) in Brazil with records of threats to nesting populations. *The Entomologist* 111, 1–9.

Reddersen J, Christiansen J, Aude E 2018. Floraen på 16 dysser i Nationalpark Mols Bjerger. *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>.

Requier F, Garney L, Kohl PL, Njovu HK, Pirk CWW, Crewe RM, Steffan-Dewenter I 2019. The Conservation of Native Honey Bees Is Crucial. *Trends in Ecology & Evolution* 34 (9), 789-798.

Ribeiro MF, Duchateau MJ, Velthuis HHW 1996. Comparison of the effects of two kinds of commercially available pollen on colony development and queen production in the bumble bee *Bombus terrestris* L (Hymenoptera, Apidae). *Apidologie*, 27, 133-144.

Riedinger V, Renner M, Rundlöf M, Steffan-Dewenter I, Holzschuh A 2014. Early mass-flowering crops mitigate pollinator dilution in late-flowering crops. *Landscape Ecology* 29, 425-435.

Robertson AW, Mountjoy C, Faulkner BE, Roberts MV, Macnair MR 1999. Bumblebee selection of *Mimulus guttatus* flowers: the effects of pollen quality and reward depletion. *Ecology* 80: 2594-2606.

Rotheray EL, Osborne JL, Goulson D 2017. Quantifying the food requirements and effects of food stress on bumble bee colony development. *Journal of Apicultural Research* 56, 288-299.

Roulston TH, Cane JH 2002. The effect of pollen protein concentration on body size in sweat bee *Lasioglossum zephyrum* (Hymenoptera: Apiformes). *Evolution and Ecology* 16: 49-65.

Roulston T H, Cane JH, Buchmann SL 2000. What governs protein content of pollen: pollinator preferences, pollen-pistil interactions, or phylogeny? *Ecological Monographs* 70: 333-337.

Rundlöf M, Persson AS, Smith HG, Bommarco R. 2014. Late-season mass-flowering red clover increases bumble bee queen and male densities. *Biological Conservation* 172, 138-145.

Samuelson AE, Gill RJ, Brown MJF, Leadbeater E 2018. Lower bumblebee colony reproductive success in agricultural compared with urban environments. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 285: 20180807

Sánchez-Bayo F, Wyckhuys KAG 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation* 232, 8-27.

Scherber C, Eisenhauer N, Weisser WW et al. 2010. Bottom-up effects of plant diversity on multitrophic interactions in a biodiversity experiment. *NATURE* 468, 553-556.

- Scheuchl E, Willner W 2016. Taschenlexikon der Wildbienen Mitteleuropas. Alle Arten im Porträt. Quelle & Meyer, Wiebelsheim.
- Schmid-Hempel R, Schmid-Hempel P 2000. Female mating frequencies in *Bombus* spp. from Central Europe. *Insectes Sociaux* 47, 36-41.
- Schmidlin FG 2018. Insect flower visitors in native plantings within the arable landscape of the Canterbury Plains. Master Thesis, Lincoln University, New Zealand.
- Schmidt IK 2015. Næringsstoffer på heden – Kan hedeplejen håndtere det? *Flora & Fauna* 119: 109- 119.
- Schmidt IK, Riis-Nielsen T, Warming C 2008. Udvikling i bundvegetation ved skovrejsning. Skovbrug. Videnblad 4.0-2. Skov og Landskab, Københavns Universitet.
- Schmidt IK, Byril DB, Buttenschøn R, Kepfer-Rojas S, Justesen, MJ, Riis-Nielsen T, Strandberg M, Hansen RR, 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 A, Kirmer A, Kiehl K, Tischew S 2020. Seed mixture strongly affects species-richness and quality of perennial flower strips on fertile soil. *Basic and Applied Ecology* 42: 62–72. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2019.11.005>
- Seeley TD 1985. Honeybee ecology. Princeton University Press, New Jersey
- Seeley TD 1996. The wisdom of the hive. Harvard University Press, Massachusetts
- Seeley TD 2007. Honey bees of the Arnot Forest: a population of feral colonies persisting with *Varroa destructor* in the northeastern United States. *Apidologie* 38 (2007) 19–29.
- Sekar S 2012. A meta-analysis of the traits affecting dispersal ability in butterflies: can wingspan be used as a proxy? *Journal of Animal Ecology* 81, 174–184
- Sjödin NE, Bengtsson J, Ekblom 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.
- Skovgaard OS 1936. Rødkløverens bestøvning, Humlebier og Humleboer, Det Kongl. Danske Vidensk. Selsk. Skrifter, Naturv. Og Math. Afd. 9. Række VI.6.
- Skovgaard OS 1943. Humlebiarternes bopladser og overvintringssteder. *Tidsskrift for Planteavl* 47, 287-305.
- Southwood TRE 1961. The number of Species of Insect Associated with Various Trees. *Journal of Animal Ecology* 30(1), 1-8.
- Steffan-Dewenter I, Tscharnkte T. 2000. Resource overlap and possible competition between honey bees and wild bees in central Europe. *Oecologia*, 122, 288-296

Steffan-Dewenter I. 1998. Wildbienen in der Agrarlandschaft: Habitatwahl, Sukzession, Bestäubungsleistung und Konkurrenz durch Honingbienen. Verlag Agrarökologie.

Stevens CJ, Disse NB, Mountford JO, Cowing DJ 2004. Impact of Nitrogen Deposition on the Species Richness of Grasslands. *Science* 303, 1876-1879.

Stevens CJ, Payne RJ, Kimberley A, Smart SM 2016. How will the semi-natural vegetation of the UK have changed by 2030 given likely changes in nitrogen deposition? *Environmental Pollution* 208, 879-889.

Stevens VM, Turlure C, Baguette M. 2010. A meta-analysis of dispersal in butterflies. *Biol Rev Camb Philos Soc.* Aug; 85(3):625-42. doi: 10.1111/j.1469-185X.2009.00119.x. Epub 2010 Jan 5. PMID: 20055815.

Stoltze M, Klippenberg M, Trolle S 2020. Sommerfuglehave. Hvordan vores haver kan blive gode levesteder for farverige sommerfugle. Gyldendal. 229 sider.

Storkey J, Macdonald AJ, Poulton PR, Scott T, Köhler IH, Schnyder H, Goulding KWT, Crawley MJ 2015. Grassland biodiversity bounces back from long-term nitrogen addition. *Nature* 528, 401-406.

Strandberg B 2017. Plante- og faunadiversitet i mini-vådområder. *Vand & Jord* 24. årgang nr. 3, september 2017, 89-92.

Strandberg B, Dupont Y, Søgaard K 2013a. Økologiske græsmarker som fødekilde for bier og andre bestøvere. *ICROFS nyt* 3. 2013.

Strandberg B, Sørensen PB, Damgaard C, Bruus M, Strandberg M, Navntoft S, Nielsen KE 2013b. Indikatorer for biodiversitetsforbedringer i marknære småbiotoper ved etablering af sprøjtefri randzoner. *Bekæmpelsesmiddel-forskning fra Miljøstyrelsen* nr. 149, 2013.

Strandberg B, Bruus M, Krogh PH, Ravnskov S, Langer V, Sigsgaard L, Ahrenfeldt EJ, Andreasen L 2015. Natur og biodiversitet. Kapitel 3 i L.M. Jespersen (ed.) *Økologiens bidrag til samfundsgoder*. Vidensyntese 2015, pp. 49-106.

Strandberg B, Boutin C, Carpenter D, Mathiassen SK, Damgaard CF, Sørensen PB, Bruus M, Dupont YL, Bossi R, Andersen DK, Baatrup-Pedersen A, Larsen SE. 2019. Pesticide effects on non-target terrestrial plants at individual, population and ecosystem level (PENTA). The Danish Environmental Protection Agency. Pesticide Research no. 182.

Strandberg, B, Bruus, M Axelsen, JA 2021. Plantekatalog. Planter, der understøtter biodiversitet. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 46 s. - Teknisk rapport nr. 193 <http://dce2.au.dk/pub/TR193.pdf>

Strandberg B, Sterup J in prep. Agerlandet. Kap. 9 i Kjær et al. *Danmarks Biodiversitet* 2020.

Strandberg, B, Sørensen, PB, Dupont, Y.L, Langer, V, Hansted, L, Madsen, HB in prep. Assessing floral resources for bees at the landscape scale.

- Streitberger M, Fartmann T 2013. Molehills as important larval habitats for the grizzled skipper, *Pyrgus malvae* (Lepidoptera: Hesperiidae), in calcareous grasslands. Eur. J. Entomol., 110(4), 643-648. doi: 10.14411/eje.2013.087
- Streitberger M, Fartmann T 2016. Vegetation heterogeneity caused by an ecosystem engineer drives oviposition-site selection of a threatened grassland insect. Arthropod-Plant Interactions. 10.1007/s11829-016-9460-x.
- Søby JM 2020. Effects of agricultural system and treatments on density and diversity of seeds, groundliving arthropods and birds. Master Thesis, Aarhus University, Department of Bioscience.
- Søndergaard M, Jensen JP, Jeppesen E 2002. Små søer og vandhuller. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen. 105 p.
- Sørensen PB, Strandberg B, Bruus M, Kjær C, Larsen S, Hansen RR, Damgaard CF, Strandberg M 2020. Modelling risk of competitive effects from honeybees on wild bees. Ecological Indicators 118 (2020) 106749.
- Tarpy DR, Delaney DA, Seeley TD 2015. Mating Frequencies of Honey Bee Queens (*Apis mellifera* L.) in a Population of Feral Colonies in the Northeastern United States. PLoS ONE 10(3): e0118734. doi:10.1371/journal.pone.0118734
- 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, Goulson D 2000. The contribution of beetle banks to farmland biodiversity. Aspects of Applied Biology 62, 31-38.
- Timberlake TP, Vaughan IP, Memmott J 2019. Phenology of farmland floral resources reveals seasonal gaps in nectar availability for bumblebees. Journal of Applied Ecology 56, 1585-1596.
- Top-Jensen M, Fibiger M 2009. Danmarks sommerfugle. En felthåndbog over samtlige dag- og natsommerfugle. Bugbook publishing, Øster Marie, pp 678.
- Torné-Noguera A, Rodrigo A, Osorio S, Bosch J 2016. Collateral effects of bee-keeping: Impacts on pollen-nectar resources and wildbee communities. Basic Appl. Ecol. 17, 199–209
- Torp E 1994. Danmarks Svirrefluer (Diptera: Syrphidae). Danmarks Dyreliv, Bind 6. Apollo Books, Stenstrup. pps 490.
- Tranberg H, Sode A, Bisschop-Larsen L, Kristensen JA, Ejrnæs R 2002. Er gravhøje andet end fortidsminder? Vand & Jord 9, 89-94.
- 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.
- Tschumi M, Albrecht M, Entling MH, Jacot K 2014. Targeted flower strips effectively promote natural enemies of aphids. Landscape Management for Functional Biodiversity IOBC-WPRS Bulletin 100, 131- 135.

- Turlure C, et al. 2019. Suitability and Transferability of the Resource-Based Habitat Concept: A Test With an Assemblage of Butterflies. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7, 10.3389/fevo.2019.00127.
- Török P, Helm A, Kiehl K, Buisson E, Valko O 2018 Beyond the species pool: modification of species dispersal, establishment, and assembly by habitat restoration. *Restoration Ecology* 26-S2, S65-S72.
- Valido A, Rodriguez-Rodriguez MC, Jordano P 2019. Honeybees disrupt the structure and functionality of plant-pollinator networks. *Nature, Scientific Reports* 9, 4711
- van der Spek E 2012. Effecten van honingbijen, *Apis mellifera*, op insecten in natuurterreinen. *Entomologische berichten* 72, 1-2, 103-111
- van Klink R, 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 Klink R, et al. 2015. Effects of large herbivores on grassland arthropod diversity. *Biological Reviews*, 90, 347-366, doi:10.1111/brv.12113.
- Van Noordwijk GCE, Flierman DE, Remke E, Wallis DeVries MF, 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, van Gurp H 2008. Functional agro biodiversity in Dutch arable farming: Results of a three year pilot. *IOBC / WPRS Bulletin* 34, 125- 128.
- von Köningslów V, Klein A-M, Staab M, Pufal G 2019. Benchmarking nesting aids for cavity-nesting bees and wasps. *Biodiversity and Conservation* (2019) 28, 3831–3849. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01853-1>
- Varah A, Jones H, Smith J, Potts SG 2012. Enhanced biodiversity and pollination in UK agroforestry systems. *J. Sci. Food Agric.* 93, 2073-2075.
- Varah A, Jones H, Smith J, Potts SG 2020. Temperate agroforestry systems provide greater pollination service than monoculture Agriculture, *Ecosystems and Environment* 301 (2020)107031.
- Vickery JA, Feber RE, 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.
- Walker KJ, Stevens PA, Stevens DP, Mountford JO, Manchester SJ, 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.
- WallisDeVries MF, Van Swaay CAM, Plate CL 2012. Changes in nectar supply: a possible cause of widespread butterfly decline. *Current Zoology* 58, 384-391.

- Walther-Hellwig K, Fokul G, Frankl R, Buechler R, Ekschmitt K, Wolters V. 2006. Increased density of honeybee colonies affects foraging bumblebees. *Apidologie*. 2006; 37: 517±532. <https://doi.org/10.1051/apido:2006035>
- Webb NR 1998. The traditional management of European heathlands. *Journal of Applied Ecology* 35: 987-990.
- Webb JR, Drewitt AL, 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>
- Wesenberg-Lund C 1929. Om Bier, Blomster og noget mere. *Kronik Politiken* 15. dec. 1929.
- Westphal C, Steffan-Dewenter I, Tscharnkte T 2009. Mass flowering oilseed rape improves early colony growth but not sexual reproduction of bumble bees. *Journal of Applied Ecology* 46, 187-193.
- Westrich P 1990a. Die Wildbienen Baden-Württembergs. Teil 1: Lebensräume, Verhalten, Ökologie und Schutz. Ulmer, Stuttgart.
- Westrich P 1990b. Die Wildbienen Baden-Württembergs. Teil 2: Die Gattungen und Arten. Ulmer, Stuttgart.
- Westrich P 2018. Die Wildbienen Deutschlands. Ulmer Verlag.
- Williams PH 1989. Why are there so many species of bumble bees at Dungeness? *Botanical Journal of the Linnean Society* 101, 31-44.
- Wind P, 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>.
- Wind P, Pindborg U 1994. Planter og dyr på sten- og jorddiger.
- Wood TJ, Holland JM, 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.
- Zurbuchen A, Cheesman S, Klaiber J, Müller A, Hein S, Dorn S 2010a. Long foraging distances impose high costs on offspring production in solitary bees. *Journal of Animal Ecology* 79, 674–681.
- Zurbuchen A, Landert L, Klaiber J, Müller A, Hein S, Dorn S 2010b. Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. *Biological Conservation* 143, 669–676.

Appendiks 1

Oversigt over de 75 danske dagsommerfuglearter, der er rødlistevurderede, med hensyn til værtsplanter, fortrukne nektarkilder, habitatkrav, antal generationer pr. år samt rødlistevurdering og udviklingstendenser. Oplysningerne stammer overvejende fra Stoltze (1996) og den danske rødliste for dagsommerfugle (Helsing 2019).

Art/slægt	Værtsplanter	Foretrukne nektarkilder	Habitat	Generationer pr. år	Rød-liste status	Udviklingstendenser
Bredpandefamilien (Hesperiidae)						
Gråbåndet bredpande (<i>Erynnis tagis</i>)	Alm kællingetand	Kællingetand, timian, håret høgeurt	Kystnære heder og overdrev. Tidligere også på tørre enge inde i landet	1	NT	Stærk tilbagegang
Spættet bredpande (<i>Pyrgus malvae</i>)	Skovjordsbær, agermåne, tormentil, potentillar-ter	Ranunkler, mælkebøtte, kællingetand	Lysninger langs skovveje og hjulspor, fugtige enge og overdrev	1	NT	Tilbagegang, især på øerne.
Fransk bredpande (<i>Pyrgus armoricanus</i>)	Knoldet mjødurt, soløje, krybende potentil	Ranunkler, kællingetand, rødkløver, knopurter	Kystskrænter med lav vegetation	2	EN	Tilbagegang, meget sjælden, kun på Røsnæs
Sortplettet bredpande (<i>Carterocephalus silvicola</i>)	Forskellige græsser	Stinkende storke-næb, fladstjernearter	Lysninger i frodige skove	1	CR	Sjælden, tilbagegang. Lolland og Falster
Stregbredpande (<i>Thymelicus lineola</i>)	Forskellige græsser inkl. alm kvik	Horsetidsel, blåhat, knopurter, oksetunge	Åbne områder med ugødet (ikke for tæt) tørt græs	1, lang flyvetid	LC	Stabil
Skråstregbredpande (<i>Thymelicus sylvestris</i>)	Forskellige græsser, især fløjlsgræs, krybende hestegræs, og engrottehale			1, lang flyvetid	LC	Stabil. Kun Jylland og Fyn
Kommabredpande (<i>Hesperia comma</i>)	Fåresvingel, sand-skæg	Knopurter, blåhat, tidsler, m. fl.	Tørre, sandede, stenede strandoverdrev. Beskyttede sandmarker i skove og klitområder	1	NT	Stærk tilbagegang. Nu kun i Jylland
Stor bredpande (<i>Ochlodes sylvanus</i>)	Forskellige græsser, især bredbladede arter		Frodige lysninger, de fleste blomster- og græsrighe områder	1, meget lang flyvetid	LC	Stabil, almindelig
Svalehalefamilien (Papilionidae)						
Svalehale (<i>Papilio machaon</i>)	Kærsvovlrod, men angelik, vild gule-rod og andre skærmpplanter anvendes også ind imellem		Moser og enge med kærsvovlrod og angelik. Nogle gange dog også i mere tørre lokaliteter.	1, sjældent to	RE	Tilbagegang, nu ingen ynglebestand, kun tilfældige gæster
Mnemosyne (Parnassius mnemosyne)	Liden lærkespore (<i>Corydalis intermedia</i>) og fingerlærkespore (<i>C. pumila</i>)		Små lysninger i stævningskove på muldjord med ekstensiv græsning	1	RE	Tilbagegang, nu ingen ynglebestand.

Hvidvingefamilien (Pieridae)						
Skovhvidving (<i>Leptidea sinapis</i>)	Gul fladbælg, kratfladbælg, musevikke eller ældre ærteblomstrede	Fladbælg (<i>Lathyrus</i> spp.), <i>Viola</i> spp., <i>Bellis</i>	Lyse skove, skovbryn, og små skovlysninger. Tidligere i stævnings-skov.	2	RE	Tilbagegang, findes nu kun i en bestand på Bornholm
Enghvidvinge (<i>Leptidae juvenica</i>)	Forskellige ærteblomstrede planter - især gul fladbælg		Lysåbne og gerne lidt fugtige områder i skove	?	'RE	Tilbagegang, ingen aktuel ynglebestand.
Sortåret hvidving (<i>Aporia crataegi</i>)	Primært tjørn, almindelig røn og slåen, men kan også benytte frugttræer	Kærtidsel, blåhat, tjærenellike og mange andre.	Åbne skove og krat med tjørn, og nærliggende åbne områder	1	LC	Fremgang mod nord i Jylland, kun spredte fund på øerne.
Stor kålsommerfugl (<i>Pieris brassicae</i>)	Kålplanter (<i>Brassica oleraceae</i>), men også raps (<i>Brassica napus</i>) og kålroe.		Det åbne dyrkede land, villahaver	2-3	LC	Stabil. Findes over hele landet.
Lille kålsommerfugl (<i>Pieris rapae</i>)	Kålplanter (<i>Brassica oleraceae</i>), men også raps og kålroe (<i>Brassica napus</i>) + mange vilde korsblomstrede		Det åbne dyrkede land, villahaver	2-3	LC	Stabil. Findes over hele landet.
Grønåret kålsommerfugl (<i>Pieris napi</i>)	En lang række vilde korsblomstrede. Løgekarse, engkarse, vandkarse, rank vej-sennep mest brugt.		Skov og fugtige steder + det åbne agerland	2-3, sjældent op til 4.	LC	Stabil. Findes over hele landet.
Aurora (<i>Anthocharis cardamines</i>)	Engkarse, løgekarse, gåsemad, kalkkarse, tårnurt, og mange andre korsblomstrede (<i>Crucifera</i> sp.)		Blomsterrige steder med læ, enge, skovlysninger, langs grøfter og skovbryn	1	LC	Stabil. Vidt udbredt på nær et ca. 30 km bælte fra Vesterhavet.
Citronsommerfugl (<i>Gonopteryx rhamni</i>)	Tørsttræ (<i>Fraxgula alnus</i>) og vrietorn (<i>Rhamnus carthartica</i>)	I foråret på pile-rakler og mælkebøtte.	Alle steder hvor tørst og vrietorn vokser. Bedst i blandingsskov på næringsfattig bund.	2	LC	Stabil. Findes i hele landet.
Takvingefamilien (Nymphalidae)						
Iris (<i>Apatura iris</i>)	Primært seljepil, men andre salix arter benyttes også.	Besøger ikke blomster, men suger på gødning, urin, ådsler, o lign.	Frodige løvskove og moser med seljepil	1	LC	Under udbredelse, især på øerne og Østjylland. DK ligger på nordgrænsen.
Poppelsommerfugl (<i>Limentis populi</i>)	Bævreasp (<i>Populus tremula</i>)	Besøger kun undtagelsesvis blomster, men suger på gødning, urin, ådsler, o lign.	Lysåben skov, skovbryn, og skovveje med bævreasp	1	RE	Tilbagegang- uddød

Hvid admiral	Almindelig gedeblad, evt. dunet gedeblad eller snebær.	Brombærblomster foretrækkes	Små skovlysnin- ger, blandet løv- skov med frodig underskov	1	LC	Nok under udbredelse, især på Sjælland og øst- lige Fyn. DK ligger på nordgrænsen.
Kirsebærtakvinge (<i>Nymphalis poly- choloros</i>)	Elm, pil, asp, fugle-kirsebær, æble og pære.	Fremsivende gæ- rende træsaft fra gamle træer og honningdug nok vigtigere end blomster	Haver og parker, frugtplantager, løvskove, skov- bryn og krat/ tilgro- ningsskove	1	RE	Tilbagegang - uddød- mørk
Sørgekåbe (<i>Nymp- halis antiopa</i>)	Pil (<i>Salix</i> sp.), birk (<i>Betula</i> sp.), og bævreasp.	Pil om foråret.	Skovlysninger og skovbryn med pil og birk	1	LC	Sporadisk og ustabil i hele landet
Dagpåfugleøje (<i>In- achis io</i>)	Stor nælde.	Favoritter er kur- veblomster, især kærtidsel, burre, og hjortetrøst. Om foråret mælke- bøtte og pil.	Kan findes stort set overalt.	1	LC	Stabil. Udbredt over hele landet.
Admiral (<i>Vanessa atlanta</i>)	Stor nælde	Favoritter er hjor- tetrøst. Sidst på sommeren også nedfaldsfrugt.	Kan findes overalt. Særlig talrig sidst på sommeren i skovlysninger og moser med hjorte- trøst		LC	Stabil. Udbredt over hele landet.
Tidselsommerfugl (<i>Cynthia cardui</i>)	Bredt udvalg af plantearter. Tidsler (<i>Carduus</i> sp. og <i>Cirsium</i> sp.), evig- hedsblomst, bynke, andre kur- veblomstrede, nælder, katost, po- tentil, slangeho- ved, m.fl.		Kan findes overalt. Flest i blomster- rige områder.	1	LC	Ustabil fra år til år. Ud- bredt over hele landet.
Nældens takvinge (<i>Aglais urticae</i>)	Stor- og liden nælde.		Kan findes overalt, hvor der er nælder og overvintrings- steder (bebyg- gelse)	1 (2)	LC	Stabil. Vidt udbredt og al- mindeling
Det hvide C (<i>Poly- gonia c-album</i>)	Stor nælde og humle.	Mange slags blomster, fx brom- bær, hjortetrøst, tidsler, gyldenris. Om foråret pil.	Frodige skovlys- ninger med næl- der eller humle	1	LC	Under udbredelse fra sydøst mod nordvest
Nældesommerfugl (<i>Araschiria le- vana</i>)	Stor nælde		Frodige skovlys- ninger og enge med nælder	2	LC	Under udbredelse og fo- rekommer nu i hele lan- det.
Kejserkåbe (<i>Argynnis paphia</i>)	Violer (<i>Viola</i> sp.)		Blomsterrige skov- bryn, skovveje, små skovlysninger og åben blan- dingsskov	1	LC	Voldsom tilbagegang. Nu mest almindelig i syd-øst- lige del af DK.

Markperlemors-sommerfugl (<i>Mesoacidalia aglaja</i>)	Violer (<i>Viola</i> sp.)		Ugødede blomsterrige områder	1	LC	Tilbagegang. Spredt forekommende i Jylland
Skovperlemorsommerfugl (<i>Fabriciana adippe</i>)	Violer (<i>Viola</i> sp.)	Kurveblomster, brombær, kløver (<i>Trifolium</i> sp.), timian	Ugødede skovenge, lysninger, enge og overdrev langs skovbryn	1	NT	Tilbagegang. Spredte forekomster i Nordjylland og på Sjælland
Klitperlemorsommerfugl (<i>Fabriciana niobe</i>)	Violer (<i>Viola</i> sp.)		Klitter, sandede brakmarker og overdrev	1	NT	Tilbagegang. Nærmest uddød på Sjælland. Spredt forekommende i Jylland på lette jorde
Storpletet perlemorsommerfugl (<i>Issoria lathonia</i>)	Almindelig stedmoderblomst og markstedmoderblomst		Sandet jord i det åbne land.	1	LC	Stabil. Findes i hele landet. Tilbagegang igennem 1900-tallet
Engperlemorsommerfugl (<i>Brenthis ino</i>)	Almindelig mjødukt, knoldet mjødukt, hindbær.		Frodige skovenge	1	EN	Tilbagegang. Findes spredt på Sjælland og Bornholm
Moseperlemorsommerfugl (<i>Boloria aquilonaris</i>)	Tranebær		Højmoser	1	VU	Tilbagegang. Findes spredt i Jylland
Brunlig perlemorsommerfugl (<i>Clossiana selene</i>)	Violer (<i>Viola</i> sp.)	Mange forskellige blomster, men især kærtidsel og andre kurveblomstrede.	Ugødede skovlysninger og skovenge, og langs skovveje og skovbryn	1 (2)	LC	Tilbagegang, specielt i intensivt dyrkede områder
Rødlig perlemorsommerfugl (<i>Clossinana euphrosyne</i>)	Violer (<i>Viola</i> sp.)	Forår især på mælkebøtte, storckenæb (<i>Geranium</i> sp.), og ranunkler (<i>Ranunculus</i> sp.)	Små skovlysninger og ugødede skovenge	1	EN	Markant tilbagegang, og er blevet meget sjælden.
Okkergul pletvinge (<i>Melitaea cinxia</i>)	Primært lancetbladet vejbred, men også andre arter vejbred, ærenpris (<i>Veronica</i> sp.) og håret høgeurt.	Foretrækker blå blomster som slagehoved, lægeoksetunge, engelskgræs og forskellige gule kurveblomster	Åbne tørre lokaliteter på lette jorde.	1	LC	Markant tilbagegang, men stadig udbredt i Jylland
Mørk pletvinge (<i>Melitaea diamina</i>)	Baldrian (<i>Valeriana</i> sp.)		Ugødede, fugtige, vældprægede enge med frodig og artsrig urtevegetation, godt beskyttet mod vinden i skove eller skovbryn	1	VU	Voldsom tilbagegang. Uddød i sidste halvdel af 1900-tallet.
Brun pletvinge (<i>Melicta athalia</i>)	Kohvede (<i>Melampyrum</i> sp.), ærenpris (<i>Veronica</i> sp.), og langbladet vejbred.	Blåhat, skærmpplanter, kurveblomstrede.	Lyse skove, solrige lysninger og enge. Nu mest på lette jorde med hedevegetation og egekrat	1	EN	Stærk tilbagegang. Sjælden og spredt forekommende i Jylland.

Hedepletvinge (<i>Euphydryas auri- nia</i>)	Primært djævels- bid, men kan også æde ærenpris (<i>Veronica</i> sp.) el- ler gedebld (<i>Ca- prifolium</i> sp.)		Grænseområde imellem fugtig og tørre arealer på næringsfattig bund, fx kanten af heder, tørvemoser og klitlavninger ved overgang til hede.	1	EN	Tilbagegang, sjælden, kun spredt forekom- mende i Nordjylland
Sandrandøje (<i>Hipparchia se- mele</i>)	Forskellige græs- ser, så som fåre- svingel, hvene (<i>Agrostis</i> sp.) op- ret højre, rottehale (<i>Phleum</i> sp.) og hjelme .		Åbne sandede, stenede eller klip- pefyldte områder som fx klitter, tørre heder, strandvolde eller klippeheder	1	LC	Tilbagegang. Mest i Jyl- land, Nordsjælland og Bornholm på sandede jorde.
Græsrandøje (<i>Ma- niolka jurtina</i>)	En lang række for- skellige græsser, men arter som rapgræs (<i>Poa</i> sp), hvene (<i>Agrostis</i> sp.) rød svingel, rajgræs (<i>Lolium</i> sp.) og fløjlsgræs foretrækkes.	Rigt udvalg af sommerens blom- ster med præfe- rens for violette ar- ter så som blåhat, agertidsel, og knopurter (<i>Cent- aurea</i> sp.).	Alle steder med højt græs, hvor der ikke er gødet ret meget.	1	LC	Stabil. Forekommer over- alt, og er måske den mest almindelige dag- sommerfugl i DK.
Engrandøje (<i>Aphantopus hy- perantus</i>)	En lang række græsser og halv- græsser.		Alle steder med højt græs og fugtig bund, også i små frodige skovlysnin- ger.	1	LC	Stabil. Vidt udbredt i hele landet.
Moserandøje (<i>Co- enonympha tullia</i>)	Især tuekæruld, men også andre græsser og halv- græsser.		Næringsfattig fug- tig bund med store bevoksninger af kæruld. Højmoser og hedemoser.	1	NT	Tilbagegang. Spredt fore- kommende i Jylland
Okkergul randøje (<i>Coenonympha pamphilus</i>)	Forskellige smal- bladede græsser.		Åbne steder med græs, men mest talrig på tørre lo- kaliteter med arts- rig urtevegetation	2	LC	Stabil. Vidt udbredt i DK.
Perlemorrandøje (<i>Coenonympha ar- cania</i>)	Forskellige græs- arter		Lysåbne egekrat	1	RE	Tilbagegang - uddød
Herorandøje (<i>Co- enonympha hero</i>)	Forskellige græs- ser, men der vides ikke meget fra DK		Skovenge og lys- ninger med varie- ret græsvegetation i gamle skove	1	RE	Tilbagegang -uhviddød.
Skovrandøje (<i>Pa- rarge aegeria</i>)	Forskellige græs- ser så som hunde- græs (<i>Dactylus</i> sp.), flitteraks (<i>Me- lica</i> sp), skovstil- kaks, mosebunke og rørhavene.		Mange forskellige slags skov, både forstligt drevne og urorte.	1	LC	Fremgang. Udbredt til hele landet fra øst igen- nem de sidste 100 år

Vejrandøje (<i>Laisommata megera</i>)	Forskellige græsser så som hundegræs (<i>Dactylis</i> sp.), svingel (<i>Festuca</i> sp.), stilkaks og bølget bunke.	Mange blomsterarter, især kurveblomster, klover (<i>Trifolium</i> sp.) og lucerne.	Solrige, tørre lokaliteter i kuperet terræn. Særlig talrig i grusgrave, langs diger, skrænter, klinter og skovbryn	1	LC	Tilbagegang, men under udbredelse på Djursland.
Blåfuglefamilie (Lycaenidae)						
Guldhale (<i>Thecla betulae</i>)	Primært slåen, men også mirabel, og somme tider andre <i>Prunus</i> arter.	Bladlusenes honningdug, og blomster fra fx agertidsel, røllike gyldenris, hjortetrøst og hedelyng.	Lysåbne krat eller skovbryn med slåen eller mirabel. Måske myrepasset	1	LC	Tilbagegang, men stadig vidt udbredt men fåtallig i Nordsjælland, Fyn, Østjylland og Bornholm
Blåhale (<i>Quercusia quercus</i>)	Egeknopper højt oppe i træerne.	Bladlusenes honningdug.	Egeskove, især i ældre skove. Måske samliv med myrer af slægten <i>myrmica</i> .	1	LC	Stabil, udbredt i hele landet.
Det hvide W (<i>Satyrion w-album</i>)	Elmetræer	Bladlusenes honningdug + blomster i nærheden såsom agertidsel, brombær og liguster.	Skov med elmetræer, der sætter frugt. myrepasset	1	LC	Voldsom tilbagegang i slutningen af 1900-tallet og starten af 2000'erne pga. elmetræer døde af elmesygen.
Egesommerfugl (<i>Satyrion ilices</i>)	Eg (<i>Quercus</i> sp.)		Lysåbne egekrat	1	RE	Tilbagegang - uddød
Slåensommerfugl (<i>Satyrion prini</i>)	Slåen (<i>Prunus spinosa</i>)		Gamle soleksponerede slåenkrat på fugtig bund i beskyttede skovlysninger	1	RE	Tilbagegang - uddød
Grøn busksommerfugl (<i>Callophrys rubi</i>)	Gyvel, kællingetand, tørst, mosebølle, tranebær, brombær, og mange flere.		Meget variable, men bedste steder er skovlysninger og skovbryn på tørvebund, hedemoser og højmoser. Måske samliv med myrer.	1	LC	Stabil. Foirekommer i hele Jylland og spredt på Fyn og Sjælland
Lille ildfugl (<i>Lycaena phlaeas</i>)	Primært rødknæ, men også almindelig syre, og indimellem andre <i>Rumex</i> -arter, fx kruset skræppe	Mange plantearter som fx blåmunke, blåhat, timian, hedelyng, brandbæger (<i>Senecio</i> sp.) og gul evinghedsblomst.	Overalt på åbne blomsterrige steder, men foretrakker tørre steder på sandet jord, f.eks. strandoverdrev, heder, og næringsfattige overdrev.	2-3	LC	Stabil. Vidt udbredt i hele landet.
Stor ildfugl (<i>Lycaena dispar</i>)	Vandskræppe (<i>Rumex hydro-lapathum</i>)		Vegetationsrige moser (tørvemposer)	1	RE	

Dukatsommerfugl (<i>Lycaena virgaureae</i>)	Rødknæ, men også almindelig syre.	Mange forskellige blomster som agertidsel, blåhat, gyldenris, brandbæger (<i>Senecio</i> sp.), hvid okseøje og almindelig røllike	Blomsterrige skovlysninger og skovbryn på både fugtig og tør bund.	1	LC	Stabil. Let fremgang i Nordvestjylland. Sjældent i Sønderjylland, Fyn, Lolland og Falster.
Sort ildfugl (<i>Lycaena tityrus</i>)	Rødknæ og almindelig syre.		Blomsterrige halvtørre, ugødede og usprøjtede overdrev på sandet jord.	2	VU	Findes kun på Falster. Har ellers kun haft faste bestande på Fyn.
Violetrandet ildfugl (<i>Lycaena hippot-hoe</i>)	Primært almindelig syre, men rødknæ bruges også.	Mange blomsterarter, men især høgeurter (<i>Hieracium</i> sp.), Blåhat, knopurt, lægeoksetunge og musevikke	Ugødede, blomsterrige og svagt græssede overdrev og enge.	1	NT	Stærk tilbagegang på øerne, men stabil i Jylland.
Dværdblåfugl (<i>Cupido minimus</i>)	Rundbælg	Rundbælg, almindelig kællingetand og humlesneglebælg.	Lokaliteter med rundbælg Samliv med sort havemyre (<i>Lasius niger</i>)	1	LC	Let tilbagegang, især på Sjælland og Bornholm.
Skovblåfugl (<i>Celastrina argiolus</i>)	Primært tørst og vedbend, men også hedelyng, benvæd, kristtorn, tornblad, kornel og snebær		Skove, tilgroede moser, heder, levende hegn, og i villakvarterer. Antagelig samliv med myrer, muligvis sort slavemyre (<i>Formica fusca</i>)	2	LC	Fremgang. Findes i hele landet.
Ensianblåfugl (<i>Maculinea alcon</i>)	Klokkeensian		Hedemoser, fugtige heder, og klitlavninger. Tredje larvestadie lever i boet hos <i>Myrmica rugonoides</i> og <i>M. rubra</i>	1	VU	Tilbagegang. Forekommer kun spredt i Vestjylland
Sortpletet blåfugl (<i>Maculinea arion</i>)	Timian (<i>Thymus</i> sp.), men også merian.		Klitheder og tørre ugødede overdrev (kalkoverdrev) Tredje larvestadie i boet hos hede-stikmyre (<i>Myrmica sabuleti</i>)	1	CR	Tilbagegang. Findes nu kun på en mark på Møn.
Engblåfugl (<i>Cyaniris semiargus</i>)	Primært rødkløver, men andre kløverarter bruges også	Især forskellige arter af ærteblomstrede, fx rødkløver, kællingetand og musevikke.	Mange typer ugødede blomsterrige arealer. Samliv med <i>Camponotus</i> sp. (herkulesmyrer eller kæmpemyrer)	1	VU	Stærk tilbagegang. Næsten kun i Jylland

Almindelig blåfugl (<i>Polyommatus ica-rus</i>)	Rødkløver, humle-sneglebælg, lu-cerne, gul kløver, almindelig kællin-getand og liden fugleklo	Mange forskellig blomster, men fo-retrækker rødklø-ver, humlesnegle-bælg, lucerne og almindelig kællin-getand.	Mange forskellige lokaliteter med fo-rekomst af ærte-blomstrede plan-ter. Samliv med sort havemyre (<i>Lasius niger</i>)	2-3	LC	Antagelig tilbagegang i agerlandet. Forekommer udbredt i hele landet
Isblåfugl (<i>Polyom-matus amanda</i>)	Musevikke	Mange blomster men især ærte-blomstrede og læ-geoksetunge	Enge, strandenge, udkantren af åben rærskov, fugtige overdrev og fro-dige vejrabatter og grøfter. Samliv med myrer af flere arter.	1	NT	Voldsom tilbagegang på Sjælland, Lolland, Falset og Bornholm. Holder no-genlunde stand i Jylland.
Rødpletet blåfugl (<i>Arícia agestis</i>)	Storkenæb (<i>Gera-nium</i> sp.) og hejre-næb.		Ugødede overdrev og havskrænter. Samliv med myrer – <i>Myrmica sabu-leti</i> , <i>Lasius niger</i> , <i>L. alienus</i> og <i>L. flavus</i>	2	LC	Tilbagegang. Udbredt i hele landet men lokal.
Sortbrun blåfugl (<i>Arícia artaxerxes</i>)	Blodrød storke-næb		Overvoksede klit-ter, kystskrænter og kystoverdrev. Samliv med myrer – <i>Myrmica</i> og <i>Lasius</i>	1	VU	Tilbagegang. Sjældent al-tid. Nu uddød på nær i Nordjylland.
Bølleblåfugl (<i>Vac-ciniina optilete</i>)	Tranebær og mo-sebølle	Ikke særligt blom-stersøgende men træffes på trane-bær, kragefod, rosmarinlyng og klokkelyng.	Højmoser, hænge-sækmoser, og fug-tige heder med mosebølle eller tranebær	1	EN	Tilbagegang. Findes mest spredt i Jylland
Argusblåfugl (<i>Ple-bejus argus</i>)	Hedelyng og klok-kelyng.	Mange blomster, men især hede-lyng, klokkelyng, kællingetand og blåmunke	Heder og tilgroede klitter, hvor vege-tationen er lav	1	NT	Tilbagegang. Næsten ud-død på øerne.
Foranderlig blåfugl (<i>Plebejus idas</i>)	Hedelyng, kællin-getand, og visse (<i>Genista</i> sp)		Heder, også heder med høj lyng. Samliv med hede-myre (<i>Formica ex-ecta</i>), grå klit-myre (<i>F. cinerea</i>), hedeskovmyre (<i>F. pratensis</i>) og blank hedemyre (<i>F. pressilabris</i>), sort havemyre (<i>Lasius niger</i>) og	1	LC	Beskedent tilbagegang i Jylland. Stærk tilbage-gang på øerne.

Metalvinger (Riodinidae)						
Terningsommerfugl (<i>Hamearis lucina</i>)	Kodriver (<i>Primula</i> sp.)	Ikke specielt tiltrukket af blomster	Skovlysninger og meget ekstensivt græssede skovenge med middelhøj vegetation	1	RE	

Appendiks 2

Oversigt over danske svirreflueslægter primært baseret på Barch et al. (2009), men informationer vedr. status stammer fra den danske rødliste (Bygebjerg 2009) sorteret efter larvernes fødekraav. I de tilfælde, hvor der i Danmark kun forekommer en art tilhørende den pågældende slægt, fremgår artsnavnet. For disse arter er der oftest god mulighed for at angive fødekilde for larven og habitattype. For slægter med flere eller endda mange arter inden for en slægt er fødekilden for larverne ofte fortsat relativt ensartet, medens habitattype ofte dækker en bredere vifte habitater. Rødlisterstatus jf. rødlisten (Bygebjerg 2019) er angivet for alle arter og slægter.

Underfamilie/slægt	Antal arter	Fødekilde for larver	Habitattype	Status
Svirrefluer der foretrækker lysåbne habitater				
Svirrefluer med larver, der lever af barkbladlus				
Hvepsetalje-svirreflue (<i>Doros profuges</i>)	1	Barkbladlus på førne og mos ved trærødder	Græsmark med spredte gamle træer, skovbryn, gerne ved vådområder	CR
Svirrefluer, hvis larver lever af bladlus på urter, buske og træer				
Bredfodsfluer (<i>Platycheirus</i> spp.)	22	Bladlus på urter, buske og træer	Fugtige områder som enge, strande, højmoser og moser med græs og halvgræsser	11 × LC 5 × NT 2 × VU 2 × EN 2 × DD
Svirrefluer, hvis larver lever af bladlus på urter				
Treled-svirreflue (<i>Triglyphus primus</i>)	1	Bladlus på bynke	Tørre enge, ruderater, vejkanter, haver	LC
Maskesvirrefluer (<i>Paragus</i> spp.)	7	Bladlus på urter		3 × LC 3 × EN 1 × DD
Svirrefluer, hvis larver lever af bladlus og/eller andre små insekter				
Græssvirrefluer (<i>Melanostoma</i> spp.)	2	Bladlus og andre små insekter	Græsmarker, enge, lysninger, skovbryn, kulturlandskaber	2 × LC
Kuglebærerfluer (<i>Sphaerophoria</i> spp.)	12	Bladlus mm. (bladlopper, skjoldlus, og larver af mellus)	Åbne solrige biotoper som enge, strande, højmoser, moser, heder og klitter	7 × LC 1 × NT 1 × VU 1 × EN 2 × DD
Hårsvirrefluer (<i>Trichopsomyia</i> sp.)	2	Sivbladloppen (<i>Livia juncorum</i>) på glanskapslet siv	Fugtige næringsfattige marker	1 × LC 1 × VU
Svirrefluer, hvis larver lever af døde plantedele (fugtige biotoper)				
Dyndfluer (<i>Eristalis</i> spp.)	15	Dødt organisk stof fra råd-nende vegetation	Fugtige biotoper	9 × LC 1 × NT 2 × EN 1 × CR 1 × RE 1 × NA
Svirrefluer, hvis larver lever af dødt organisk materiale i vand (fugtige biotoper)				
Engsvirrefluer (<i>Chrysogaster</i> spp.)	3	Dødt organisk stof i små, stillestående vandsamlinger	Fugtige enge, skovbryn	3 × LC
Metalsvirrefluer (<i>Lejogaster</i> spp.)	2	Dødt organisk stof på vandlidende marker, og strandenge	Åbent land	1 × LC 1 × VU
Engsvirrefluer (<i>Melanogaster</i> spp.)	4	Dødt organisk stof i vand	Vandlidende marker, strandenge	2 × LC 2 × NT

Køllesvirrefluer (<i>Neoascia</i> spp.)	7	Dødt organisk stof i forbindelse med vand	Søbredder, langs vandløb, hvor der vokser Mana-sødgræs, dunhammer, tagrør.	4 × LC 2 × VU 1 × EN
Mosesvirrefluer (<i>Orthonevra</i> spp.)	6	Dødt organisk stof i blødt slam	Vandlidende marker, strande, fugtige enge og skovlysninger	1 × LC 1 × NT 1 × RE
Damsvirrefluer (<i>Anasimya</i> spp.)	5	Dødt organisk stof i stillestående eller letflydende vand	Ved damme, søer, moser, og vandløb	4 × LC 1 × EN
Dyndfluer (<i>Eristalinus</i> spp.)	2	Dødt organisk stof i rådnetang eller fugtigt slam	Strande, vandsamlinger	2 × LC
Sumpsvirrefluer (<i>Helophilus</i> spp.)	4	Dødt organisk stof fra rådnetende vegetation i små vandsamlinger	Kan ses overalt	4 × LC
Kogleaks-damsvirreflue (<i>Lejops vittata</i>)	1	Dødt organisk stof i vand	I forbindelse med strandkogleaks	VU
Sumpsvirrefluer (<i>Parhelophilus</i> spp.)	3	Dødt organisk stof i vandigt miljø	Ved damme, søer, moser, og vandløb	2 × LC 1 × NT
Bjørnesvirrefluer (<i>Arctophila</i> spp.)	2	Dødt organisk stof i vandigt miljø	Fugtige skove og enge	2 × EN
Silkesvirrefluer (<i>Sericomya</i> spp.)	2	Dødt organisk stof i vandigt miljø	Fugtige marker, strande, højmoser, moser, samt hede og åben skov.	2 × LC
Køl-svirreflue (<i>Tropidia scita</i>)	1	Dødt organisk stof i vand	Frodig vegetation på vandlidende marker og strande	LC
Svirrefluer, hvis larver lever af dødt organisk materiale i komøg				
Mark-snabelsvirreflue (<i>Rhinga campestris</i>)	1	Komøg	Enge og græsmarker	LC
Svirrefluer, der foretrækker habitater med træer og buske				
Svirrefluer, hvis larver lever af bladlus på urter, buske og træer				
Mat spydsvirreflue (<i>Baccha elongata</i>)	1	Bladlus på urter, buske og træer	Halvskygge i frodige skovbryn, lysninger, haver.	LC
Smuk glanssvirreflue (<i>Epistrophella euchroma</i>)	1	Bladlus på urter, buske og træer	Løv- og blandingsskov, græsgange og lunde, og frugtplantager	LC
Havesvirrefluer (<i>Syrphus</i> spp.)	3	Bladlus på urter, buske og træer	Lysninger, bryn, haver, parker og dyrkede marker	3 × LC 1 × VU
Gallesvirrefluer (<i>Pipiza</i> spp.)	9	Bladlus på urter buske og træer	Skove, lysninger, bryn	4 × LC 1 × NT 1 × NE 1 × RE 1 × NA 1 × DD
<i>Leucozona</i> spp.	4	Bladlus på urter, busk og træer		2 × LC 1 × NT 1 × DD
Marksvirrefluer (<i>Eupeodes</i> spp.)	7	Bladlus på større urter, busk og træer		6 × LC 1 × NA
<i>Melangyna</i> spp.	8	Bladlus på større urter, busk og træer		6 × LC 1 × NT 1 × NA
<i>Meligramma</i> spp.	2	Bladlus på større urter, busk og træer		1 × LC 1 × NT

Svirrefluer, hvis larver lever af bladlus på urter og træer				
Agersvirrefluer (<i>Scaeva</i> spp.)	3	Bladlus på urter og træer		2 × LC 1 × NA
Svirrefluer, hvis larver lever af bladlus på buske og træer				
Glanssvirrefluer (<i>Epistrophe</i> spp.)	8	Bladlus på buske og træer	Skovbryn eller fritstående træer	2 × LC 2 × NT 1 × RE 3 × DD
<i>Meliscaeva</i> spp.	2	Bladlus på buske og træer		2 × LC
Svirrefluer, hvis larver lever af bladlus på træer				
Busksvirrefluer (<i>Parasyrphus</i> spp.)	7	Bladlus på nåletræ, men også løvtræ og buske		5 × LC 2 × NT
Buesvirrefluer (<i>Didea</i> spp.)	3	Bladlus på nåletræ, pil og eg	Lysninger og skovbryn ved gran- skov (og blandings- skov)	3 × LC
Stor buesvirreflue (<i>Megasyrphus erraticus</i>)	1	Bladlus grantræer og pil	Lysninger, enge, vejkanter i for- bindelse med gran- og blandings- skov	LC
Bøge-svirreflue (<i>Fagisyrphus cinctus</i>)	1	Bladlus på bøg	Åbne marker i forbindelse med skov med bøg og eg. Skovbryn, lysninger og haver	LC
Skovsvirrefluer (<i>Dasysyrphus</i> spp.)	6	Bladlus på nåletræer		5 × LC 1 × NT
Bjerg-svirreflue (<i>Eriozona syrphoides</i>)	1	Bladlus på grantræer	Lysninger, enge, græssange, og strande.	NT
Mørk løvgallesvirreflue (<i>Heringia heringi</i>)	1	Bladlusgaller især på elm	Blandingskov	VU
Svirrefluer, hvis larver lever af bladlus på rødde				
Hvæpsesvirrefluer (<i>Chrysotoxum</i> spp.)	7	Bladlus på rødde	I forbindelse med skov, spredte træer, eller fældningsområder	5 × LC 1 × NA 1 × CR
Ornamentsvirrefluer (<i>Xanthogramma</i> spp.)	4	Bladlus på rødde		2 × LC 1 × EN
Rodlussvirrefluer (<i>Pipizella</i> sp.)	2	Bladlus, inklusiv rodslus på urter	Blomsterrige miljøer	1 × LC 1 × DD
Svirrefluer, hvis larver lever af dødt organisk materiale (skove, træer)				
Mørk bronzesvirreflue (<i>Callicera aurata</i>)	1	Dødt ved fra løvtræ	Ældre bøge- og egeskov	DD
Uld-svirreflue (<i>Mallota cimbiciformis</i>)	1	Dødt organisk stof i bløde hul- heder i løvtræstammer	Gammel løvskov og parker.	CR
Dødningehoved-svirreflue (<i>Myatropa florea</i>)	1	Dødt organisk stof i løvtræ i bløde hulheder, grenvinkler, trærødder og stubbe	Skovbryn, lysninger og haver	LC
Rød træsmuldsvirreflue (<i>Brachypalpoides lentus</i>)	1	Dødt organisk stof i træ, under bark eller i rådne dele	Skove med gamle træer.	LC
Stub-svirreflue (<i>Blera fallax</i>)	1	Dødt organisk stof i bløde hul- heder i stammer	Gammel gran og fyrreskov	NT
Brun træsmuldsvirreflue (<i>Brachypalpus laphriformis</i>)	1	Dødt organisk stof i bløde hul- heder i stammen af løvtræer	Gammel løvskov	NT
<i>Chalcosyrphus</i> spp.	3	Træsmuld fra løvtræ eller fyrre- træ	Gammel løvskov	3 × LC 1 × VU
Pelssvirrefluer (<i>Criorhina</i> spp.)	3	Dødt organisk stof i løvtræ	Åbne skove og skovbryn	2 × LC 1 × EN
Jordhumle-svirreflue (<i>Pocota personata</i>)	1	Dødt organisk stof i rådne huller af løvtræ	Gammel åben løvskov	EN

Vedsvirrefluer (<i>Temnostoma</i> spp.)	5	Dødt organisk stof i løvtræ	Åben blandingskov	2 × LC 2 × EN 2 × DD
Træsvirrefluer (<i>Xylota</i> spp.)	8	Dødt organisk stof fra træ	Skove, lysninger og bryn.	5 × LC 3 × VU
Svirrefluer, hvis larver lever af phloemsaft (skov, træer)				
Guldsvirrefluer (<i>Ferdinandea</i> spp.)	2	Phloemsaft fra løvtræ, især asp, birk, eg eller pil	Blandingskov	1 × LC 1 × RE
Træsaftsvirrefluer (<i>Brachyopa</i> spp.)	7	Phloemsaft fra stubbe og skadet træ	Skov, park	3 × LC 3 × EN 1 × RE
Gul træhulflue (<i>Myoleptia dubia</i>)	1	Fugtigt ved, phloemsaft fra gamle løvtræer	Gammel løvskov og parker med gamle træer	EN
Barksvirrefluer (<i>Sphegina</i> spp.)	4	Fugtigt ved, phloemsaft	Skov	3 × LC 1 × VU
Svirrefluer, hvis larver lever af levende planter				
Urtesvirrefluer (<i>Cheilosia</i> spp.)	36	Urter (i rødder, stilke, eller blade)		26 × LC 3 × NT 4 × VU 1 × EN 2 × DD
Løgsvirrefluer (<i>Eumerus</i> spp.)	7	Løgplanter, måske artsspecifikke		2 × LC 2 × NT 2 × VU 1 × RE
Stor narcisflue (<i>Merodon equestris</i>)	2	Løg af Narcisser og liljer	Haver, parker, skovenge, skovbryn	1 × LC 1 × VU
Ramsløg-svirreflue (<i>Portevinia maculata</i>)	1	Ramsløg	Åben løvskov med ramsløg	NT
Svirrefluer, hvor larvens fødekrav er ukendt				
Bredhorn-svirreflue (<i>Pelecocera tricincta</i>)	1	Ukendt	Åben fyrreskov	LC
Svirrefluer, hvis larver lever af myrer				
Mørk myresvirreflue (<i>Microdon analis</i>)	3	<i>M. analis</i> ; Æg og larver af myrer i kolonier af myrearterne <i>Lasius plathythorax</i> , almindelig stikmyre og sort slavemyre	Skove, lysninger og bryn + tilknyttede enge	2 × NT 1 × RE
Svirrefluer, der findes overalt				
Svirrefluer, hvis larver lever af bladlus på urter, buske og træer				
Dobbeltbåndet svirreflue (<i>Episyrphus balteatus</i>)	1	Bladlus på urter, buske og træer	Findes overalt	LC
Svirrefluer, hvis larver lever af dødt organisk materiale i humlebi- og gedehamsereder				
Humlesvirrefluer (<i>Volucella</i> spp.)	4	Dødt organisk stof og larver i humlebiers og gedehamses reder	Næsten alle biotoper	3 × LC 1 × VU
Svirrefluer, hvis larver lever af dødt organisk materiale i kompost og lignende				
Kompost-svirreflue (<i>Syrirta pipiens</i>)	1	Dødt organisk stof fra meget forskellige kilder, inkl. kompostdynger og komøg	Overalt	LC

[Tom side]

VILDE BESTØVENDE INSEKTER OG VIRKEMIDLER

Vilde bestøvende insekter er generelt truede. De vilde bier, dagsommerfugle og svirrefluer, som denne rapport har fokus på, stiller imidlertid forskellige krav til levestedet gennem forskellige dele af livscyklus. I rapporten er levestedskravene eller habitatressourcerne, som de også kaldes, grundigt beskrevet for humlebier, enlige bier, dagsommerfugle og svirrefluer. For at modvirke tilbagegangen af insekterne kan iværksættes forskellige virkemidler. Rapporten gennemgår relevante eksisterende og mulige fremtidige virkemidler i forhold til at tilgodese insekternes levestedskrav og giver desuden anbefalinger til, hvordan det enkelte virkemiddel kan ændres for i større grad at understøtte vilde bestøvende insekter. I modsætning til tidligere vurderinger af virkemidler i forhold til vilde bestøvende insekter vurderer denne rapport ikke blot, i hvilket omfang virkemidlet bidrager med egnede fødeemner, men også hvorvidt øvrige levestedskrav er opfyldt.