



# EFFEKTER AF BIODIVERSITETSFREMMENDE LAND- BRUGSTILTAG PÅ BESTØVERE I LANDBRUGSLANDET

MIKKEL BIRKEDAL NIELSEN, ASTRID HOLM ANDERSEN, BENT RASMUSSEN & YOKO L. DUPONT

DCA RAPPORT NR. 239 · MAJ 2025 · FORMIDLING



AARHUS  
UNIVERSITET

DCA - NATIONALT CENTER FOR FØDEVARER OG JORDBRUG



# EFFEKTER AF BIODIVERSITETSFREM- MENDE LANDBRUGSTILTAG PÅ BESTØ- VERE I LANDBRUGSLANDET

---

DCA rapport nr. 239 • DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug • Rådgivningsrapport

FORFATTERE:

<sup>1</sup>Mikkel Birkedal Nielsen, <sup>2</sup>Astrid Holm Andersen, <sup>3</sup>Bent Rasmussen, <sup>1</sup>Yoko L. Dupont

<sup>1</sup>Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet, AU

<sup>2</sup>Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet, AU

<sup>3</sup>Innovationscenter for økologisk landbrug, ICOEL



AARHUS  
UNIVERSITET

DCA - NATIONALT CENTER FOR FØDEVARER OG JORDBRUG



# Datablad

---

|                              |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                              |
|------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Titel:                       | Effekter af biodiversitetsfremmende landskabselementer på bestøvere i landbrugslandet                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        |
| Serie og nummer:             | DCA rapport nr. 239                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                          |
| Rapporttype:                 | Rådgivningsrapport                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                           |
| Udgivelsesår:                | Maj 2025. 1. udgave. 1. oplag                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                |
| Forfattere:                  | Mikkel Birkedal Nielsen og Yoko L. Dupont, Institut for Agroøkologi, AU, Astrid Holm Andersen, Institut for Ecoscience, AU og Bent Rasmussen, Innovationscenter for økologisk landbrug, ICOEL                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                |
| Fagfællebedømmelse:          | Michael Kristensen, Institut for Agroøkologi, AU                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                             |
| Kvalitetssikring, DCA:       | Chefkonsulent Lene Hegelund, DCA Centerenheden, AU                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                           |
| Projekt start /projekt slut: | 01.04.2024 / 30.06.2026                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      |
| Dato for publicering:        | 01.05.2025                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   |
| Journalnummer:               | 2025-0807891                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                 |
| Finansiering:                | Rapporten er skrevet i regi af EcoMetric projektet ( <a href="https://icrofs.dk/forskning/dansk-forskning/organic-rdd9/ecometric">https://icrofs.dk/forskning/dansk-forskning/organic-rdd9/ecometric</a> ). Projektet EcoMetric er en del af Organic RDD 9 programmet, som koordineres af ICROFS - Internationalt Center for Forskning i Økologisk Jordbrug og Fødevarer i samarbejde med Grønt Udviklings- og Demonstrationsprogram (GUDP) under Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, der finansierer programmet |
| Ekstern kommentering:        | Nej                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                          |
| Eksterne bidrag:             | Ja, rapporten er udformet i samarbejde med Bent Rasmussen v. ICOEL, ved deltagelse i møder og kommentering på den endelige rapport. ICOEL har dermed bidraget væsentligt til ideudvikling i rapporten.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       |
| Citeres som:                 | Nielsen MB, Andersen AH, Rasmussen B og Dupont YL. 2025. Effekter af biodiversitetsfremmende landskabselementer på bestøvere i landbrugslandet. Rådgivningsrapport fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet. 50 sider. Leveret: 01.05. 2025.                                                                                                                                                                                                                                                 |
| Foto forside:                | Lys jordhumle ( <i>Bombus lucorum</i> ) besøger honningurt ( <i>Phacelia tanacetifolia</i> ) i en blomsterstribet (Foto: Yoko L. Dupont)                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                     |
| Rådgivning fra DCA:          | Læs mere på <a href="https://dca.au.dk/raadgivning/">https://dca.au.dk/raadgivning/</a>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      |
| Ophavsret:                   | Rapporten er omfattet af gældende regler om ophavsret                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        |
| Layout:                      | Rapportkoordinator Jette Ilkjær, DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        |
| Sideantal:                   | 50                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                           |
| ISBN:                        | Trykt version: 978-87-94420-65-5. Elektronisk version 978-87-94420-66-2                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      |
| ISSN:                        | 2245-1684                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                    |
| Tryk:                        | DigiSource.dk                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                |
| Internetversion:             | <a href="https://dcapub.au.dk/djfpublikation/index.asp?action=show&amp;id=1527">https://dcapub.au.dk/djfpublikation/index.asp?action=show&amp;id=1527</a>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                    |

## Forord

Denne rapport har til formål at sammendrage viden fra litteratur om de biodiversitetsfremmende landskabselementer og tiltag i landbrugslandskaber, der fremmer abundans og diversitet af insekter. Rapporten skal fungere som vidensgrundlag til projektet EcoMetric (2024-2026).

EcoMetric er en del af Organic RDD 9 programmet, koordineret af Internationalt Center for Forskning i Økologisk Jordbrug og Fødevarer (ICROFS) med tilskud fra Grønt Udviklings- og Demonstrationsprogram (GUDP) under Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.

EcoMetric-projektets overordnede formål er at skabe rammerne for et vidensbaseret system til kvantificeringen af potentialet for biodiversitet i landbrugslandskaber. Dette system vil bygge på integrationen af habitatkortlægningsværktøjet Field Ecospace Tool (FET) og simuleringssystemet ALMaSS (Animal, Landscape and Man Simulation System) og ende med udviklingen af et koncept for et dynamisk biodiversitetsmål, som kan bruges på bedriftsniveau, samt i regional planlægning til at fremme biodiversitet i landbrugslandskaber.

Rapporten indgår som led i EcoMetric arbejdsplan 2 (AP2): Udvælgelse og kategorisering af habitatkvalitet i FET og ALMaSS, og er tilrettelagt efter, at habitatkortlægningen fra FET kobles sammen med forudsigelser af populationsudvikling af biodiversitetsindikatorarter i computersimuleringsarbejdet i ALMaSS. Det betyder, at rapporten beskæftiger sig med et begrænset sæt af arter, elementer og tiltag/indsatser, som er udvalgt i forhold til relevans for projektet, og har således ikke til formål at være en udtømmende gennemgang af fordele og ulemper ved eksisterende naturindsatser og landbrugstiltag, som der findes andre udførlige publikationer på. Det primære fokus er at fremhæve eksempler på størrelsesorden af effekter fra forskellige landskabselementer og tiltag, der kan bruges som et sammenligningsgrundlag ved udvælgelsen af relevante simuleringsscenarier. Simuleringsarbejdet inkluderer bl.a. et afgrænset sæt af scenarier, som tester variationer af landskabskomposition, -konfiguration og forvaltning med formålet at sammenkoble landskabskvalitet og respons på et sæt indikatorarter. På den baggrund er de udvalgte kilder i denne rapport opdelt i de tre kategorier: *Komposition, konfiguration og funktionalitet som levested*, som beskrives under hvert afsnit.

Rapporten er udarbejdet i samspil med en tilsvarende DCE-rapport med fokus på fugle (Andersen et al., 2025).

# Indholdsfortegnelse

|                                                                        |           |
|------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>Forord</b>                                                          | <b>3</b>  |
| <b>1 Sammenfatning</b>                                                 | <b>5</b>  |
| <b>2 Indledning</b>                                                    | <b>6</b>  |
| <b>3 Materiale og metode</b>                                           | <b>8</b>  |
| <b>4 Komposition og konfiguration i en landskabs- kontekst</b>         | <b>10</b> |
| 4.1 Komposition                                                        | 11        |
| 4.1.1 Udenfor det dyrkede areal                                        | 12        |
| 4.1.2 Indenfor det dyrkede areal                                       | 14        |
| 4.2 Konfiguration                                                      | 15        |
| 4.2.1 Samspil mellem habitatstørrelse, rumlig placering og forbindelse | 15        |
| 4.2.2 Markstørrelse                                                    | 17        |
| 4.2.3 Rumlig placering af blomstrende afgrøder                         | 18        |
| <b>5 Funktionalitet som levested</b>                                   | <b>20</b> |
| 5.1 Seminaturlige habitater                                            | 20        |
| 5.1.1 Habitater som føderessource                                      | 20        |
| 5.1.2 Habitater som redelokalitet                                      | 23        |
| 5.1.3 Betydning af drift og pleje                                      | 25        |
| 5.2 Omdriftsarealer                                                    | 26        |
| 5.2.1 Økologi                                                          | 27        |
| 5.2.2 Blomstrende afgrøder og afgrødediversitet                        | 28        |
| 5.2.3 Blomsterstriber                                                  | 29        |
| <b>6 Sammendrag og konklusion</b>                                      | <b>32</b> |
| <b>7 Input til simuleringsdelen</b>                                    | <b>34</b> |
| <b>8 Referencer</b>                                                    | <b>43</b> |

# 1 Sammenfatning

Som en del af EcoMetric projektet (2024-2026) er formålet med denne rapport at sammendrage relevant litteratur om biodiversitetsfremmende landskabers effekt på bestøvere i landbrugslandet. Målet er at give indspark til udvælgelse af forskellige scenarier, som skal bruges til populationssimulering af et sæt biodiversitetsindikatorarter. Disse populationsfremskrivninger indarbejdes i et koncept for et nyt dynamisk biodiversitetsmål i senere dele af projektet.

Rapporten er baseret på nyere litteratur med hovedfokus på vilde bier, som er en anerkendt proxy for bestøvere. Den er opdelt i tre hovedkategorier omhandlende landskabets *komposition* (arealfordeling af forskellige habitater), *konfiguration* (rumlige fordeling, størrelse og form af habitater) og *funktionalitet af habitater som levested*. Der er lagt særligt fokus på sidstnævnte, da tidligere undersøgelser særligt har undersøgt betydningen af komposition og konfiguration. Indenfor hver af disse kategorier fremhæves konkrete eksempler på kvantificerede landskabseffekter på primært vilde bier.

Vi fandt, at det generelt er vigtigt at anskue hele landskabskonteksten, da de tre landskabskategorier alle har en væsentlig og ofte synergetisk effekt på diversiteten og abundansen af vilde bier i landbrugslandskabet. En øget landskabsheterogenitet, dvs. antallet af forskellige habitater i landbrugslandskabet (komposition), er med til at skabe flere mulige levesteder, som i højere grad kan understøtte arternes livscyklus. Da mange arter af vilde bier har en lav fourageringsradius på ned til få hundrede meter, kan den positive effekt øges ved at øge konfigurationen i landskabet. Dette kan bl.a. være i form af en optimal rumlig placering af habitater og forbindelse mellem disse ved eksempelvis mindre markstørrelser, flere markskel og levende hegn. Sådanne mindre landskabselementer, der forbinder større arealer af seminaturlige habitater, kan desuden fungere som habitater i sig selv. Effekten af konfigurationen varierer imidlertid mere mellem studier og er ofte lavere sammenlignet med komposition og funktionalitet.

Funktionaliteten af habitaterne er særligt vigtig, hvor eksempelvis habitaternes drift, alder og struktur kan være essentiel for, hvorvidt de enten udgør et potentielt værdifuldt eller potentielt værdiløst levested for vilde bier. Det er særligt vigtigt at prioritere indsatser, der tilstræber at bevare og forbedre allerede eksisterende permanente habitater, før der tænkes i etablering af nye habitater. Dernæst kan der suppleres med bestøvervenlig drift og tiltag i markfladen såsom afgrødediversificering, ekstensiveret dyrkningspraksis og etablering af blomsterstriber nær seminaturlige habitater.

Første prioritet bør være at gå efter permanente frem for midlertidige indsatser samt at skabe den størst mulige diversitet i landbrugslandskabet, for at understøtte levestedskravene for flest mulige arter af bestøvere i rum og tid.

## 2 Indledning

Danmark oplever, som i resten af verden, en kraftig og fortsat tilbagegang i biodiversiteten (Ejrnæs et al., 2021). Det har fået EU til at vedtage "EU biodiversitetsstrategien for 2030", der har til formål at vende tabet af biodiversitet og ødelæggelsen af økosystemer frem mod 2030 (European Commission, 2020). Biodiversitet er essentielt for at bevare robuste og funktionelle økosystemer (Buzhdygan & Petermann, 2023), hvilket bedst understøttes ved at bevare og forbedre større sammenhængende naturarealer og derved deres økologiske integritet og naturlige biodiversitet (Petersen et al., 2024). Biodiversiteten findes dog ikke alene i disse naturområder, men eksisterer ligeledes i mindre og fragmenterede naturarealer (Wintle et al., 2019) samt i det landbrugsdominerede landskab, hvor en række arter har tilpasset sig, i forlængelse af deres oprindelige tilknytning til naturlige lysåbne habitater (Dalgaard et al., 2020; Garcia-Vega et al., 2024). Dertil udgør landbrugsarealet ~60% af det danske landareal (Danmarks Statistik, 2021), hvilket indebærer en stor udveksling af arter mellem naturarealer og omdriftsarealer (Batáry et al., 2020; Garibaldi et al., 2021). I Danmark fokuseres der derfor på at supplere forbedringen af biodiversiteten i naturområder med parallelle forbedringer i landbrugslandskabet i målet om at forbedre biodiversiteten på regional og national skala. Denne "land-sharing" tilgang med fokus på at skabe bedre vilkår for flere arter i landbrugslandskabet i dynamisk kombination med "land-sparing", der fokuserer på skabelsen af større og upåvirkede naturarealer, er vigtig for at forbedre biodiversiteten i den større landskabsskala (Boetzi et al., 2021; Tälle et al., 2022; Sidemo-Holm et al., 2021). En øget biodiversitet i landbrugslandskabet kan derudover understøtte vigtige økosystemtjenester i fødevarerproduktionen såsom bestøvning og skadedyrsbekæmpelse (Bänsch et al., 2021; Dainese et al., 2019). Der er ingen simpel løsning på at forbedre biodiversiteten i landbrugslandskabet, og fremgangsmåden bør være funderet i den landskabskontekst, der er i spillet mellem produktionslandet og de mere fragmenterede (semi-)naturlige arealer (Bishop et al., 2023; Concepción et al., 2012; Gayer et al., 2021).

Der er stor efterspørgsel på at udvikle og implementere evidensbaserede værktøjer, der kan assistere beslutningstagere i forvaltningen mod et mere biodiversitetsvenligt landbrugslandskab (Kavanagh et al., 2023; Hartfield, 2023). Nærværende rapport er en del af projektet EcoMetric og danner dele af det teoretiske grundlag til et koncept for et landskabskontekstbaseret marknaturindeks, der kan assistere i kvantificeringen af landbrugslandskabets eksisterende biodiversitet og dets fremtidige forbedringspotentiale.

I en sådan landskabsanalyse er det relevant at fokusere på tre parametre: *Komposition* (arealfordeling af forskellige habitater) *konfiguration* (rumlige fordeling, størrelse og form af habitater) og *funktionalitet* (habitaternes tilstand og værdi som levested) (Cole et al., 2017; Fahrig, 2013; Martin et al., 2019; Königslöw et al., 2021). Parametrene udgør et mål for kompleksiteten af et landskab, men hvordan disse parametre måles i praksis, kan variere. I denne rapport defineres de som følger: Kompositionen omhandler den andel, hver arealtype udgør i landskabet, og hvor heterogent landskabet er i form af tilstedeværelsen af forskellige arealtyper. Konfigurationen omhandler arealtypenes form, størrelse og rumlige fordeling og forbindelse. Funktionaliteten handler om, hvor godt forskellige arealtyper fungerer som

levested for de pågældende arter. Ved levesteder forstås her både ynglehabitater, overvintringshabitater og fourageringshabitater. Dette giver tilsammen en målbar skala for, hvor godt et givent landskab understøtter den associerede biodiversitet. I EcoMetric kobles et kvalitetsmål på landskaber (på bedriftsniveau), som kan stige eller falde i kvalitet afhængigt af kompositionen, konfigurationen og funktionaliteten af tilstedeværende habitater i det givne landskab. Således er formålet med denne rapport at danne den faglige baggrund for en differentieret vægtning af landskaber, herunder betydningen af bedriftenes biodiversitetsvenlige landbrugstiltag.

I overensstemmelse med EU's biodiversitetsstrategi (European Commission, 2018) fokuseres der i denne rapport på bestøvere, hvor der tages udgangspunkt i vilde bier (*Hymenoptera: Apoidea*), der anses som gode biodiversitetsindikatorer i landbrugslandskabet (Billeter et al., 2008; Schindler et al., 2013). Landskabskonteksten er fokuseret på økologisk landbrug, der som udgangspunkt understøtter en bredere biodiversitet end konventionelle landbrug (Stein-Bachinger et al., 2021). Flere arter af vilde bier er tilknyttet det danske landbrugslandskab, hvor de både søger føde, laver reder og overvintrer, men har som mange andre arter både globalt og i Danmark oplevet betydelig tilbagegang (Potts et al., 2010; Ejrnæs et al., 2021). Et resultat der i høj grad skyldes intensiveringen af landbruget og en afledt stigende pesticid- og næringsstofanvendelse og landskabshomogenisering (Dicks et al., 2022; Ockermüller et al., 2023).

Rapporten beskæftiger sig med konkrete eksempler på dokumenterede landskabseffekter på diversitet og abundans af bestøvere herunder med særligt fokus på vilde bier, om end der stadig mangler viden på området (Licznar & Colla, 2019). Landskabseffekterne kommer til udtryk igennem forskellige enkelt-elementer af landskabet, fremover kaldet habitater, som inkluderer, men ikke begrænses til ekstensive permanente græsarealer, småbiotoper som levende hegn, permanente markbræmmer samt landbrugstiltag som braklægning, ekstensivering, afgræsning og afgrødediversificering. Rapporten er ikke udtømmende for de naturindsatser og landbrugstiltag, som anvendes i dag, men fokuserer på de elementer, som typisk findes i det danske landbrugslandskab, og som kan være relevante at udvælge som simuleringsscenerier i senere dele af EcoMetric projektet. Vurderingen af disse landskabseffekter er opdelt på komposition, konfiguration og funktionalitet som tidligere defineret. Der lægges særligt stort fokus på at redegøre for funktionalitet, da det er et aspekt, der anses for at have en meget stor betydning for bestøvere i landbrugslandskabet (Hopfenmüller et al., 2014; Kennedy et al., 2013), og hvor der generelt er det største behov for viden i EcoMetric projektet.

For at vilde bier og andre bestøvere kan finde egnede føderessourcer og redehabitater/larvesubstrater, er de afhængige af en række forskellige habitattyper, der ofte er skævt fordelt i landskabet (Westrich, 1996). Udover disse habitater er arterne afhængige af at finde egnede overvintringshabitater, men da der mangler væsentlig viden herom, er det ikke muligt at drage generelle konklusioner om dette. Der fokuseres derfor i denne rapport primært på fouragerings- og redehabitater. Baseret på den sparsomme viden der findes, tyder det ikke desto mindre på, at overvintringshabitater og redehabitater i høj grad er sammenfaldende, hvorfor emnet delvist afdækkes indirekte (Licznar & Colla, 2019).

### 3 Materiale og metode

Rapporten bygger på en omfattende litteratursøgning af kilder omhandlende bestøvere med særligt fokus på vilde bier i landbrugslandskabet i Nordvesteuropa (med få undtagelser). Nye kilder er som hovedregel prioriteret først. Kilder omhandlende vilde bier er prioriteret først, men kilder omhandlende andre grupper, som svirrefluer (*Diptera: Syrphidae*) og sommerfugle (*Lepidoptera*), er inddraget, hvis det er fundet relevant. Bestøvere er her defineret som alle taksonomiske grupper af bestøvende insekter inkl. sommerfugle, som optræder i kilder omhandlende danske eller danskliggende landbrugslandskaber. Anvendte søgemaskiner inkluderer Web of Science og Google Scholar i kombination med frisøgning og screening af kilders referencelister. **Tabel 4.1** viser et sammendrag af typisk brugte søgeord. Søgte landskabselementer tager afsæt i kendte biodiversitetsfremmende virkemidler (Dalgaard et al., 2020) samt europæiske miljøordninger, såsom dem angivet i Cole et al. (2020), men også generelle landskabskarakteristika, som er dokumenteret at være positivt associeret med bestøvere. Der har været fokus på kilder med kvantificerede effekter af landskabselementer på enten diversiteten eller abundansen af vilde bier. Derudover har der været fokus på at finde kilder, som beskæftiger sig med både landskabskomposition, -konfiguration og i særdeleshed -funktionalitet, om end kombinationen af disse kan sløre kausalitetseffekten (landskaber med en høj andel seminaturlige habitater har f.eks. også ofte en høj konfiguration) (Hopfenmüller et al., 2014).

Der kan være væsentlig forskel på definitioner af parametre og kategorisering af habitattyper mellem studier og lande. Det har ikke altid været muligt at lave en direkte oversættelse af alle aspekter til en dansk kontekst, og der vil forekomme overlap og uoverensstemmelser i definitioner mellem kilder. "Meadows" bruges eksempelvis ofte i tyske og schweiziske studier, som ikke umiddelbart kan oversættes til det danske "eng", da førstnævnte typisk men ikke altid omhandler relativt tørre arealer, imens sidstnævnte omhandler våde arealer. Definitionen af ekstensivt drevne arealer kan ligeledes variere fra arealer, der ikke modtager eksterne input til arealer, der i en vis grad tilføres eksterne næringsinput og til tider sprøjtes.

**Tabel 4.1:** *Sammendrag af søgeord*

| Søge-<br>runde | Søgeord                     | Kombineret med<br>(AND)                                     | Erstattet af<br>(OR)                  |
|----------------|-----------------------------|-------------------------------------------------------------|---------------------------------------|
| 1              | Landscape                   | Composition<br>Configuration<br>Complexity<br>Heterogeneity |                                       |
| 1              | Farmland                    |                                                             | Agriculture                           |
| 1              | Bee                         | Diversity<br>Abundance<br>Richness                          | Pollinator                            |
| 2              | Semi-natural                | Habitat<br>Patch<br>Biotope                                 | Fallow<br>Grassland<br>Meadow         |
| 2              | Wetland                     | Habitat                                                     | Pond<br>Bufferzone                    |
| 2              | Agri-environment<br>schemes |                                                             | AES<br>Flower/grass<br>strip<br>Hedge |

## 4 Komposition og konfiguration i en landskabs-kontekst

Der kan være store variationer i sammensætningen af landbrugslandskaber både afhængigt af, hvor store landskaber der ansues, og hvor i landet der fokuseres. Biodiversitetseffekten af realiserede tiltag afhænger derfor i høj grad af landskabskonteksten (Tscharnkte et al., 2005), både hvad angår komposition og konfiguration. Hopfenmüller et al. (2014) fandt eksempelvis en positiv effekt på bier ved at forbedre konfigurationen (kantdensitet af kalkrige ekstensive græsarealer) i landbrugslandskabet, hvorimod Kennedy et al. (2013) fandt en lav effekt af konfiguration og højere effekt af kompositionen. Hopfenmüller et al. (2014) giver en mulig forklaring ved, at de to studier undersøgte to forskellige landskabskontekster hhv. mosaiklandskaber af landbrug og forskellige seminaturlige habitater (Hopfenmüller et al., 2014) og afgrødedominerede landskaber (Kennedy et al., 2013). I stærkt afgrødedominerede landskaber kan en øget andel af seminaturlige habitater (komposition) eksempelvis øge andelen af redehabitater, der kan være en større begrænsende faktor end konfigurationen af de eksisterende habitater. Hass et al. (2018) fandt ingen effekt af landskabskonteksten ved reducere af markstørrelser og afgrødediversitet på bestøvere, hvilket de forklarer ved en generelt lav variation i andelen af seminaturligt habitat mellem prøvestederne (ca. 5% gennemsnitlig variation). Sirami et al. (2019) fandt en positiv effekt på den multitrofiske biodiversitet i landbrugslandskabet i landskaber på over 11% seminaturlige habitater, men negative effekter ved landskaber med under 4% seminaturlige habitater. Image et al. (2023) simulerede effekten af den reelle udbredelse af bl.a. levende hegn, brakarealer, blomsterstriber og græsbræmmer på bestøvningen i de omkringliggende arealer. Dette blev analyseret for landskaber dominerede af marker i omdrift samt landskaber, der ikke var dominerede af omdriftsarealer. Alle landskaber indeholdt seminaturlige habitater, intensive græsmarker og grønne byområder. De fandt eksempelvis en positiv effekt af tilstedeværelsen af brakarealer i afgrødedominerede landskaber, men ingen effekt i ikke-afgrødedominerede landskaber, hvilket tilskrives at brakarealerne i disse landskaber ikke udgør en tilstrækkelig økologisk kontrast. Her forstås økologisk kontrast, som at etableringen af et tiltag eller habitat skal udfylde et ressourcebehov i landskabet. Indeholder et landskab tilstrækkeligt med føderessourcer, giver det mindre mening at etablere eksempelvis blomsterstriber sammenlignet med at etablere habitater, som kan fungere som redelokalitet (Pérez-Sánchez et al., 2023). I følgende afsnit redegøres der for den aktuelle viden om, hvordan komposition og konfiguration i en landskabskontekst påvirker bestøvere i landbrugslandskabet.

## 4.1 Komposition

Komposition dækker over arealfordelingen af habitater, som findes i landskabet, og deres tidsmæssige og rumlige forskelle, dvs. det relative forhold som de forskellige habitater dækker i et givent landskab, og hvor forskellige habitattyperne er (Martin et al., 2019). Studier peger på, at landbrugslandskaber bør bestå af minimum 20% varierende seminaturlige habitater for at skabe en tilstrækkelig stor landskabs-heterogenitet. Dette vil understøtte den lokale biodiversitet til gavn for økosystemtjenester i landbrugs-landskabet samt skabe tilstrækkelige forbindelser mellem større og beskyttede naturområder, der primært ligger udenfor disse landskabstyper (Garibaldi et al., 2021). Dette understøttes af den intermediære landskabshypotese (Tschamntke et al., 2005), der er efterprøvet på en lang række europæiske studier med fokus på bestøvere (Scheper et al., 2013). Ikke desto mindre er der stadig usikkerheder og manglende viden på området (Dicks et al., 2015), om end der er grundlæggende enighed om, at større landskabsdiversitet generelt understøtter mere biodiversitet, herunder også bestøvere (Senapathi et al., 2017). Da arter har forskellige økologiske nicher og habitatpræferencer (både rumligt og tidsmæssigt), er den interne sammensætning og forskel i struktur i habitater en del af forklaringen på hvorfor, der er forskel i biodiversiteten i habitater imellem og mellem seminaturlige arealer og omdriftsarealer (Martínez-Núñez et al., 2022; Eeraerts & Isaacs, 2023). En tilstrækkelig høj landskabsheterogenitet er derfor essentiel for at kunne understøtte flest mulige arters livscyklus (Gardner et al., 2021; Jachula et al., 2021). En varieret komposition kan f.eks. medføre en bedre balance mellem andelen af redehabitater og føderessourcer i landskabet (Desaegher et al., 2021; Sydenham et al., 2023).

I det følgende afsnit redegøres for relevansen af forskellige habitaters forekomst og arealdækkes betydning for vilde bier og bestøvere generelt i landbrugslandskaber. For vilde bier er essentielle landskabselementer i høj grad tørre blomsterrige- og strukturdiverse udyrkede seminaturlige habitater samt ekstensivt drevne græsarealer, der tilbyder både føde, redehabitat og overvintringshabitater (Licznier & Colla 2019; Sydenham et al., 2023). Dette omfatter bl.a. overdrev, levende hegn, markkanter, skrænter og ekstensive permanente græsarealer. Størstedelen af vilde bier er jordboende (Antoine & Forrest, 2021) og har derfor ofte behov for tørre og varme områder til at bygge reder (Tsiolis et al., 2022). Vandmiljøer og våde seminaturlige habitater, såsom enge, moser og søer, kan ligeledes indeholde et værdifuldt fødeudbud, hvorimod de primært er relevante som redehabitat for svirrefluer (Cole et al., 2020; Sydenham et al., 2023). Omdriftsarealer kan være alt fra en supplerende midlertidig føderessource, eksempelvis i form af masseblomstrende afgrøder, til at være stort set værdiløs i form af vindbestøvede afgrøder (Brandmeier et al., 2023). Dertil findes der en række intermediære typer af omdriftsarealer og seminaturlige arealer, som eksempelvis brak og permanent græs, der kan variere i relevans for bestøvere (Jachula et al., 2021; Alison et al., 2021). En nærmere beskrivelse af de forskellige habitattypers egnethed for bestøvere findes i afsnit 5.

#### 4.1.1 Udenfor det dyrkede areal

Biodiversiteten i landbrugslandskabet er utvivlsomt korreleret med andelen af udyrkede og seminaturlige habitater bl.a. grundet deres relativt uforstyrrede permanente karakter og mere heterogene struktur, der giver en højere artsassociation (Strandberg et al., 2020; Jachula et al., 2021). Seminaturlige habitater er her defineret som arealer, der er et produkt af menneskelige aktiviteter, og hvor en vis form for drift (eksempelvis afgræsning eller slåning) er nødvendig for, at arealerne ikke vokser til eller ændrer karakter og naturværdi. Historisk er andelen af disse faldet markant, hvor eksempelvis mere end 90% af de seminaturlige græsarealer er forsvundet fra Nordeuropa siden 1930'erne (Bengtsson et al., 2019). Typen af seminaturlige habitater dækker i denne gennemgang over en bred vifte af habitater, såsom levende hegn og skovkanter, heder, overdrev, enge, markkanter, vejrabatter, vandløbsbræmmer og søbredder. Seminaturlige habitater kan, sammenlignet med omdriftsarealer, tilbyde et længerevarende, men ikke nødvendigvis mere abundant fødeudbud over sæsonen og mere permanente og uforstyrrede strukturer til redebygning foruden at virke som kilde for spredning af arter ud i landskabet (Ockermüller et al., 2023; Eeraerts & Isaacs, 2023; Klein et al., 2007). Eksempelvis undersøgte Cole et al. (2017) fødetilgængeligheden for bestøvere over sæsonen i forskellige habitattyper i intensivt drevne græslandskaber, med fokus på humlebier, sommerfugle og svirrefluer. Resultaterne understøtter hypotesen om, at bestøvere responderer på adgangen til føderessourcer på landskabsskala, og at de dynamiske forskelle i fødeudbud i tid og rum, som de forskellige habitattyper giver, er vigtige for at understøtte flest mulige bestøvers livscyklus over sæsonen. Kennedy et al. (2013) genererede en effektmodel baseret på 39 studiers undersøgelse af komposition- og konfigurationseffekter på abundans og artsrigdom af vilde bier i landbrugslandskabet på tværs af tropiske, subtropiske og tempererede dyrkningssystemer. Modellen estimerede, at for hver 10% øget andel af højværdifulde seminaturlige habitater kan abundansen og artsrigdommen stige med gennemsnitligt 37% i nogle klimazoner. Tallet skal dog tages med forbehold, da resultatet er baseret på geografisk forskellige studier, og da der ikke kunne påvises en signifikant effekt i tempererede landskaber.

Andre studier har dog fundet effekter i tempererede egne. Et tysk studie fandt, at en fordobling i andelen af udyrkede arealer fra 30% til 60% i en 500 meter landskabsradius resulterede i 100% flere pupper i de opstillede redekasser (Holzschuh et al., 2010). I det østrigske lavland undersøgte Ockermüller et al. (2023) bl.a. forekomsten af vilde bier i landbrugslandskabet langs en landskabsgradient i andelen af seminaturlige landskabselementer, herunder solitære træer, ekstensive græsmarker og frugtplantager, brakarealer, vej- og markbræmmer, levende hegn og skovkanter. De fandt signifikante positive effekter på artsrigdom og artsdiversitet af vilde bier ved øget andel af seminaturlige habitater i landskaberne. Særligt havde kombinationen af forskellige seminaturlige landskabselementer og arealet af brakarealer og skov en positiv effekt. Associeret hertil var de største forklarende faktorer andelen af blomsterdække og antal plantearter. De komplementære effekter af forskellige habitattyper er med til at understøtte forskellige arters skiftende habitatkrav over sæsonen (Cole et al., 2017). At seminaturlige habitater generelt understøtter flere forskellige arter end andre habitattyper, bekræftes i et tysk studium, der undersøgte artsrigdom, abundans og artsammensætning af vilde bier og svirrefluer mellem flerårige artsrige blomsterstriber og små seminaturlige habitater (skrånninger, hegn og grøfter). Udover at de to

hovedhabitattyper tiltrak forskellige artsammensætninger af bier med forskellige fødekrav (pollenspecialisering), havde de seminaturlige habitater en højere heterogenitet af bestøversamfund indikeret ud fra en større variation i abundans og artsrigdom af bestøvere internt mellem de forskellige typer af seminaturlige småhabitater (Königslöw et al., 2021).

Langs markkanter er der ofte udyrkede bræmmer og levende hegn, der kan fungere som lineære forbindelser mellem habitater og som relativt uforstyrrede habitater i sig selv (Eeraerts & Isaacs, 2023; Kremen et al., 2019). Især for arter med begrænset flyveradius, kan lineære landskabselementer være meget vigtige for at sikre tilstrækkelig mulighed for, at de kan bevæge sig rundt i landskabet og understøtte lokale populationer (Greenleaf et al., 2007). Baseret på 300 nationale undersøgelser i Wales genererede Alison et al. (2021) statistiske modeller til at redegøre for sammenhængen mellem transekt-tællinger af bestøvere og tilstedeværelsen af landskabselementer, og estimerede at levende hegn kan øge abundansen af honningbier og svirrefluer med hhv. 14% og 21% i landskabet. Den gennemsnitlige andel af levende hegn var 187 m/ha i intensive græslandskaber og 228 m/ha i afgrødedominerede landskaber. Der blev ikke fundet signifikante effekter for humlebier og solitære bier. Studiet understøtter anbefalingerne om, at forøgelse af blomsterdække har særligt høje effekter i intensivt drevne landbrugslandskaber, sammenlignet med mere heterogene landskaber med en større andel af seminaturlige habitater. Desuden fandt den samme undersøgelse en konsistent nonlinear mætningseffekt på abundansen af bestøvere ved et øget blomsterdække i landskabet. Resultaterne indikerer en næsten dobbelt så stor forøgelse i abundansen eller artsrigdommen af vilde bestøvere ved at øge blomsterdækket fra 0% til 5% sammenlignet med 10% til 15%. Græsbræmmer i form af eksempelvis markkanter og vejrabatter kan ligeledes fungere som en ressource. Jachula et al. (2021) undersøgte nektarudbuddet i fem forskellige habitattyper i det polske landbrugslandskab (1-15 årig brak, bevoksninger (ikke skov), vejrabatter, markbræmmer og rabatter langs togs Skinner). Studiet omfattede syv landbrugslandskaber med i gennemsnit 55% omdrifts jord, 20% skov, 10% enge/græsarealer, 8% andet areal, 5% brak og 2% plantager (estimeret ud fra figur i supplerende materiale). De fem habitattyper stod tilsammen for en relativt høj andel af sukkerproduktionen i nektar på landskabsskala. Sammenlagt gennem sæsonen stod disse arealer for 38% af sukkerproduktionen og 90% i perioden fra juli til oktober.

Der har historisk været et særligt stort fokus på tørre typer af seminaturlige habitater og deres betydning for vilde bier og bestøvere. Samspillet mellem bestøvere og vådområder i landbrugslandskabet er generelt ringe afdækket, sandsynligvis grundet en antagelse om, at der er en begrænset sammenhæng mellem våde habitater og klassisk undersøgte bestøvere, særligt bier og deres økologiske behov (Lozada-Gobilard et al., 2021). Foruden at de kan være vigtige habitater for svirrefluer (Sydenham et al., 2023), er der imidlertid enkelte studier, der peger på, at andelen af vådområder i landbrugslandskabet har en betydning for diversiteten af vilde bier i tempererede egne. En del studier er foretaget i Nordamerika, men er inddraget herunder grundet de få antal europæiske studier, der foreligger. I 2008 foretog et tysk-polsk studie den første undersøgelse af diversiteten og abundansen af vilde bier i vådområder i Polen. I de fire undersøgte enge blev der fundet ca. 2000 bier fordelt på 105 arter, der dækker 22,4% af alle registrerede arter i Polen (Morón et al., 2008). I et canadisk studie (Vickruck et al., 2019) i den sydcentrale del af Alberta (kontinentalt tempereret klima) blev det undersøgt, hvilken betydning

dødishullers omkringliggende udyrkede arealer har for vilde bier i landbrugslandskaber domineret af henholdsvis raps, korn og permanente græsarealer, der afgræsses og aldrig har været omlagt (syv områder pr. landskab). De fandt et signifikant fald i abundans og artsrigdom af vilde bier ved stigende afstande (0-75m) fra vådområderne i raps- og kornmarker. Resultaterne understøtter forfatterens teori om, at vådområder fungerer som vigtige redehabitater og føderessource for vilde bier i intensivt dyrkede landskaber. Dette understøttes yderligere af, at der ikke blev fundet nogen effekt på abundansen samt en positiv effekt på artsrigdommen i de permanente græsarealer. Dette tilskrives en forventet effekt af, at de mere ekstensivt drevne græsarealer bedre understøtter livsvilkårene for vilde bier, sammenlignet med raps- og kornmarker. Ved de i alt 21 vådområder, blev der identificeret 9846 individer tilhørende 132 arter af vilde bier (Vickruck et al., 2019). I samme område fandt Cohen et al. (2024) en positiv sammenhæng mellem arealandelen af dødishuller i landskabet og abundansen af de mest almindeligt forekommende arter af humlebier, om end resultaterne indikerede, at forekomsten af andre habitattyper også har en vigtig rolle. Et engelsk studie fandt over en toårig periode 791 individer af humlebier (fem arter) og 498 individer af sommerfugle (13 arter) i 100m transekter i 26 vandløbsbræmmer (Cole et al., 2015).

#### 4.1.2 Indenfor det dyrkede areal

I landbrugslandskabet understøtter omdriftsarealer grundlæggende en væsentligt lavere biodiversitet end seminaturlige habitater (Fijen et al., 2019). Hvis der alene fokuseres på omdriftsarealerne, er der generel konsensus om, at økologisk landbrug understøtter en bredere biodiversitet end konventionelle landbrug. Dette tilskrives en generelt højere biodiversitet i omdriftsarealet og en højere interaktion og artsudveksling mellem omdriftsarealer og seminaturlige habitater i landbrugslandskabet (Stein-Bachinger et al., 2021; Holzschuh et al., 2007). Sprøjtning er en hel essentiel del af forskellen mellem konventionelle og økologiske bedrifter, hvor en lang række studier har bekræftet, at brugen af pesticider har en negativ påvirkning på bestøveres fitness (Rundlöf et al., 2015; Nicholson et al., 2024). Dette er særligt vigtigt i blomstrende afgrøder, hvor brugen af pesticider kan være ødelæggende for, at bestøvere kan udnytte den ekstra føderessource, som de tilbyder (Rundlöf et al., 2015; Holzschuh et al., 2016). Holzschuh et al. (2007) fandt at en stigning i andelen af økologiske omdriftsarealer fra 5% til 20%, gav en tilsvarende stigning i artsrigdommen af bier på 50%, tætheden af solitære bier på 60% og tætheden af humlebier på 150% i nærliggende brakarealer. Dette forklares ved, at omdriftsarealer og de seminaturlige habitater er tæt forbundne, hvor bierne afhænger af redehabitater i de upløjede arealer, mens større føderessourcer udbydes af økologiske, blomstrende arealer. Sprøjtede konventionelle omdriftsarealer tilbyder derimod ikke en tilsvarende blomsterressource. Lignende resultater er fundet i landbrugslandskaber domineret af intensivt drevne græsarealer (Power et al., 2012). Effekten af økologiske arealer er sandsynligvis mere udtalt på lokal skala (i marken) og mere begrænset på landskabsskala, hvor det i højere grad er andelen af udyrkede arealer, som har afgørende effekt (Holzschuh et al., 2010). Der er forskellige tiltag i omdriftsarealerne, som kan have effekt på dets værdi for bestøvere, eksempelvis blomstrende afgrøder og blomsterstriber. Effekten af disse elementer er ligeledes mere udtalt på lokal skala og som funktionelt forbedrende tiltag i dyrkningsfladen, hvorfor de ikke vil blive omtalt yderligere her.

## 4.2 Konfiguration

Konfigurationen dækker over habitaternes størrelse, form, kantdensitet samt habitaternes forbindelse og afstand mellem hinanden (Martin et al., 2019; Fahrig, 2013). Et landbrugslandskab kan indeholde flere forskellige typer af habitater (komposition), men den positive effekt for bier kan påvirkes negativt, hvis de ikke ligger tilstrækkelig tæt eller er tilstrækkeligt forbundet (Maurer et al., 2022; Ganser et al., 2021). Om end bier er en relativ mobil gruppe af insekter, er særligt små arter med kort flyvedistance begrænset af, hvor langt de kan flyve mellem redehabitat og føderessourcer (Hopfenmüller et al., 2014). Store arter af humlebier flyver typisk ikke længere end 1000 meter, når de fouragerer, mindre arter af humlebier flyver omkring 500 meter og solitære bier omkring 250 meter (Persson & Smith, 2013; Steffan-Dewenter et al., 2002; Scheper et al., 2015). Der tages her udgangspunkt i deres gennemsnitlige fourageringsafstand, da det anses som det bedste estimat uden, at det har betydelig negativ påvirkning på biernes fitness (Zurbuchen et al., 2010). Elementer der bidrager til konfigurationen, og som er relevante for vilde bier i landbrugslandskabet, inkluderer størrelsen og formen af habitater samt afstanden mellem større seminaturlige habitater og forbindelsen mellem disse, såsom levende hegn, mark- og vejkanter og vandløbsbræmmer. Dette kommer ofte til udtryk ved at se på markerne størrelse, hvor små marker og dermed en høj kantdensitet kan skabe en bedre forbindelse i landskabet. Konfigurationen kan derfor have en betydning for arternes fouragerings- og spredningsevne og dermed deres udnyttelse af de eksisterende habitater i landbrugslandskabet (Alison et al., 2021; Hass et al., 2018; Van Geert et al., 2010), men effekten varierer mellem studier og tyder i høj grad på at være styret af kompositionen og funktionaliteten af habitater, samt af undersøgelsens rumlige skala og landskabskontekst (Kennedy et al., 2013; Holzschuh et al., 2010; Hopfenmüller et al., 2014; Van Geert et al., 2010).

### 4.2.1 Samspil mellem habitatstørrelse, rumlig placering og forbindelse

Konfigurationen i landskabet er et samspil af flere faktorer. Maurer et al. (2022) undersøgte eksempelvis forskellige habitattypers betydning for vilde bier og fandt en stor variation i abundans og artsrigdom af bier mellem habitaterne, hvor hver habitattype indeholdt relativt unikke artssamfund af bier. Dette var særligt udpræget i fragmenterede landskaber, og forfatterne understreger vigtigheden i at forvalte landbrugslandskabet med øje for habitatdiversitet og høj forbindelse mellem habitater. De påpeger, at det er særligt afgørende, at insekter kan nå rundt mellem habitaterne, fordi habitaternes betydning som føderessource ændrede sig relativt til hinanden over sæsonen (Maurer et al., 2022). For at vilde bier optimalt kan benytte en blomsterstribе eller lignende blomsterressource, er det en forudsætning, at der er nærtliggende egnede redesteder inden for de enkelte arters rækkevidde. Ganser et al. (2021) undersøgte fourageringsmønstre for syv generalistarter af solitære biers ved at etablere kunstige redesteder ved siden af 1) etablerede blomsterstriber, 2) langs skovkanter og 3) i isolerede områder uden blomsterstriber eller seminaturlige habitater inden for en radius af 350 meter. Der var signifikant mere afkom ved redesteder etableret nær blomsterstriber sammenlignet med redesteder etableret nær skovkanter (38% mere) og redesteder nær isolerede områder (58% mere), hvilket bl.a. tilskrives et stort fødeudbud og lav fourageringsafstand. Særligt de små arter havde stor gavn af blomsterstriberne.

Over en treårig periode undersøgte Maas et al. (2021) år til år variationen af bl.a. vilde bier, honningbier og svirrefluer efter nyetablering af græsbræmmer (ukendt bredde) langs en afstandsgradient (0-175 meter) fra gamle ekstensive græsarealer og ud i nærliggende omdriftsarealer. Græsbræmmerne blev etableret med en frøblanding, der efterlignede de hyppigst forekommende arter i seminaturlige ekstensive græsarealer. Efter tre år var der stigende lighed i artsammensætningen af planter og den funktionelle diversitet af bestøvere (kropstørrelse, habitatpræference og fødepræferencer) mellem seminaturlige græsarealer og de nyetablerede græsbræmmer. Det samme mønster kunne ikke dokumenteres for biller og edderkopper, hvilket i høj grad tilskrives disse arters begrænsede mobilitet. Studiet fremhæver vigtigheden i at bevare og beskytte eksisterende seminaturlige græsarealer, der fungerer som vigtige habitater, og hvor etableringen af nye habitater kan få høj værdi, hvis de placeres tilpas nær eksisterende habitater. Tidligere nævnte Image et al. (2023) fandt at forbedrende biodiversitetsvenlige tiltag (EU miljøordning) i levende hegn, gav den største positive effekt på afgrødebestøvningen, muligvis fordi det også er det element, der er mest udbredt i landskabet. Deraf har det et højt potentiale for at skabe større sammenhængende forbindelser mellem ressourcebegrænsede markarealer og mere ressourcerige og større seminaturlige arealer. Konklusionen understøttes af en landskabsmodel for arts-spredning og abundans af sommerfugle i Storbritannien, som bedre forudsagde abundansen af 24 sommerfuglearter, når lineære elementer blev inkluderet i modellen (Sullivan et al., 2017).

En række studier indikerer, at størrelsen af habitater ikke har en entydig effekt og givetvis er afhængig af, hvilke habitattyper der er tale om, samt at størrelsen, placering og forbindelse i landskabet er indbyrdes afhængige. I et tysk studie af den kompositionelle og konfigurative effekt af kalkrige græssletter (0,2 ha til 11,8 ha) på vilde bier, fandt de en tydelig positiv effekt af øget habitatstørrelse på artsrigdommen og abundansen af vilde bier. Der var forskel mellem grupper af bier, hvor særligt artsrigdommen og abundansen af habitatspecialister, men ikke habitatgeneralister, steg ved stigende habitatstørrelse (Hopfenmüller et al., 2014). Studiet fandt, at kantdensiteten var vigtig for den totale artsrigdom af bier, og kæder det sammen med, at der skabes flere føde- og redehabitater, og at det forbedrer arternes spredningsmuligheder. Mod forventning fandt de ingen positiv effekt på habitatspecialister ved øget forbindelse mellem de seminaturlige græsarealer, og abundansen faldt eller var upåvirket for de forskellige grupper af bier ved stigende forbindelse. Dette skyldes muligvis en stærk koncentration af bier i fragmenterede landskaber som følger "the landscape-moderated concentration and dilution hypothesis". Resultaterne indikerer, at i landskaber med høj forbindelse mellem seminaturlige græsarealer fordeles bierne ud over et større areal, og modsat koncentrerer de sig i landskaber med mere isolerede seminaturlige græsarealer. Fortyndingseffekten kan være en delvis forklaring på, hvorfor en række studier ikke har fundet en konfigurationseffekt, da en højere forbindelse ser ud til at øge biers fourageringsafstand, der dermed spredes tyndere ud i landskabet (Hopfenmüller et al., 2014). Studiet melder imidlertid ikke noget om risikoen for, at der kan være en forsinket respons i populationsdynamikker, hvor de små habitater over tid kan opleve et fald i populationer, grundet deres begrænsede ressourceudbud. Fortyndingseffekten understreger også vigtigheden i at skabe optimal ligevægt mellem udbud af rede- og fourageringsområder og for at undgå risiko for "bestøver fortynding", hvor en overrepræsentation af

fourageringsområder kan resultere i en reduceret bestøvning af bestøvningsafhængige afgrøder (Desaegher et al., 2021; Nicholson et al., 2018; Riggi et al., 2024). At arter kan koncentrere sig i fragmenterede landskaber understøttes af Martínez-Núñez et al. (2022), som undersøgte bestøversamfund i både seminaturlige habitater og blomstrende afgrøder i 26 landskaber i Italien, og fandt ca. samme artstal af bestøvere i seminaturlige habitater i intensivt dyrkede landskaber (11 arter) og i heterogene landskaber (15 arter). Dette viser, at små relativt stabile seminaturlige habitater er vigtige levesteder, hvor arter koncentrerer sig i intensivt dyrkede landbrugslandskaber.

Inkluderes andre elementer af konfiguration, kan der ses en interaktionseffekt med habitatstørrelse. Lozada-Gobilard et al. (2021) undersøgte diversiteten og artsrigdommen af vilde bier i dødishuller i landbrugslandskabet i det nordøstlige Tyskland, og undersøgte blandt andet effekten af vandhullernes størrelse, antal og isolation i landskabet, samt diversitet af dyrkningspraksis omkring vandhullerne. I de 36 undersøgte dødishuller på 0,03-0,7 ha fandt de 77 arter af vilde bier, hvilket dækker ca. 20% af den totale artsrigdom af bier i regionen. Interaktionen mellem størrelse og isolation af hullerne påvirkede artsrigdommen og abundansen af bier, der faldt ved faldende størrelse af dødishuller og større isoleringsgrad. Størrelsen havde ingen effekt alene, hvilket stemmer overens med tidligere studier, der har vist, at størrelsen af vådområdet ikke nødvendigvis alene er forklarende, men interagerer i sammenhæng med landskabsheterogeniteten, der påvirker artsrigdommen af planter og makroinvertebrater. Forfatterne påpeger resultaterne som indikation på, at andelen af højkvalitets habitater i fragmenterede landskaber, såvel som den rumlige fordeling af habitaterne, har væsentlig betydning for diversiteten af bier. At effekten af habitatstørrelse også kan afhænge af andre faktorer, såsom habitattype og form, antydes i en engelsk undersøgelse af vandløbsbræmmers betydning for bestøvere i landbrugslandskaber (Cole et al., 2015). Studiet fandt flere humlebier og sommerfugle i brede vandløbsbræmmer (>5m brede) sammenlignet med smalle vandløbsbræmmer (<3,5m brede), og diversiteten af sommerfugle var højere i brede vandløbsbræmmer. Brede vandløbsbræmmer byder arealmæssigt på flere blomster, men tilbyder også flere værtsplanter for sommerfuglelarver samt et mere stabilt mikroklima, der giver ly og bedre rede- og overvintringsmuligheder. Der var ikke en større diversitet af blomster i brede vandløbsbræmmer sammenlignet med smalle vandløbsbræmmer.

#### 4.2.2 Markstørrelse

Historisk set har landbruget udviklet sig mod dyrkning af stadig større marker, hvilket er sket på bekostning af levende hegn og markkanter (Dalgaard et al., 2023). Størrelsen af marker har vist sig at have effekt på bestøvere i landbrugslandskabet, om end resultaterne ikke er entydige. Holzschuh et al. (2010) fandt at en fordobling i kantdensitet fra 350 til 700 m/ha, resulterede i 260% flere hvepselarver i opstillede redekasser i landskaber på 500 meters radius, men fandt ingen effekt for bier. På tværs af 229 landbrugslandskaber i fire vesteuropæiske lande fandt et studium en stigende abundans af bestøvere (i 50 meter radius fra markkanter) og frøsætning i radiser ved stigende markkantdensitet (fra få meter/ha op til knap 700 meter/ha) (Hass et al. 2018). På tværs af 435 landskaber i 8 lande i Europa og Nord Amerika fandt et andet studium, at en reduktion i den gennemsnitlige markstørrelse fra 5 til 2,8 ha

gav en lige så høj effekt på den multitrofiske diversitet (fugle, bier, sommerfugle, svirrefluer, biller, edderkopper og planter) som at øge andelen af seminaturligt habitat fra 0,5% til 11%. Effekten af at reducere markstørrelsen var særligt stor, når markerne var under 6 ha (Sirami et al., 2019). Det er vigtigt at have for øje, at resultaterne fra Sirami et al. (2019) er baseret på prøvetagninger i hhv. kanten af marken og inde i marken for mange forskellige artsgrupper, både mobile og immobile. Resultaterne har modtaget kritik, da der kun er taget prøver i selve dyrkningsfladen, og prøverne derfor ikke repræsenterer biodiversiteten i en større landskabskontekst, da mange arter er helt eller delvist knyttet til de udyrkede arealer (Dalgaard et al., 2023). Dette problem er givetvis mindre for mobile arter, der nemmere kan nå rundt i landskabet. Mass et al. (2021) fandt eksempelvis at bier og svirrefluer, som er tilknyttede seminaturlige græsarealer, hurtigt kolonisererede nyetablerede og tilstødende græsbræmmer, som fortsatte ud i de nærliggende omdriftsarealer. Biller og edderkopper var derimod længere tid om at etablere sig. At en højere kantdensitet ikke kun kan forbedre konfigurationen, men også skabe flere levesteder i landskabet, understøttes af Tschanz et al. (2022), der blandt andet undersøgte andelen af jordboende biers reder i hvedemarker med og uden jordbearbejdning ved stigende afstande til markkanterne. Antallet af reder faldt eksponentielt ved stigende afstande til markkanten, med langt størst koncentration indenfor de første to meter og det største fald inden for fem meter. Antallet af reder varierede fra 0 til 16 reder pr. 400 m<sup>2</sup> med et gennemsnit på 4, svarende til 0 til 400 reder/ha med et gennemsnit på 101 reder/ha.

De forskellige studier vidner om, at effekten på vilde bier er et sammenfald af komposition og konfiguration, hvor særligt førstnævnte menes at have en relativ højere betydning, grundet biers større mobilitetsevne sammenlignet med andre insekter. Lineære elementer, såsom markkanter, kan potentielt have en højere effekt udelukkende ved at øge kompositionen fremfor at fungere som konfigurationselement. Dette gælder især i landskaber, hvor forekomsten af værdifulde habitater og tilgængeligheden af rede- og blomsterressourcer er tilstrækkelig høj til, at bierne kan overleve på trods af en vis habitatfragmentering (Kennedy et al., 2013).

#### 4.2.3 Rumlig placering af blomstrende afgrøder

Flere studier har undersøgt sammenhængen mellem afgrødediversitet i landskabet og bestøverrespons, dog særligt med fokus på afgrødebestøvning fremfor bestøverdiversitet. En øget rumlig spredning af blomstrende afgrøder kan have positive effekter på afgrødebestøvningen ved at sprede afgrøderne bredere ud i landskabet, og målrette placeringen nær redehabitater, så flere populationer af bestøvere kan nå dem. Holzschuh et al. (2013) fandt at placeringen af konventionelle rapsmarker nær ekstensive græsarealer øgede sandsynligheden for at rød murerbi (*Osmia bicornis*) etablerede reder i marken med 37%, samt øgede andelen af yngel med 55% i reder, der befandt sig i de tilstødende græsarealer. Desaegher et al. (2021) foreslår at øge mængden af redehabitater i landskabet for at matche det store fødeudbud, som blomstrende afgrøder giver. Denne anbefaling understøttes af Holzschuh et al. (2016), der foreslog at øge andelen af habitater, der understøtter de begrænsende ressourcer for bestøvere, for at modvirke en fortyndingseffekt på abundansen af vilde bestøvere ved stigende andel blomstrende afgrøder i landskabet. Dette kunne eksempelvis omfatte redehabitater eller

blomsterressourcer uden for de perioder, hvor afgrøderne blomstrer. Der er en generel konsensus om, at landbrugslandskabet ofte mangler redehabitater (Potts et al., 2005; Albrecht et al., 2023), men det er samtidig vigtigt at sikre seminaturlige habitater i landskabet, der tilbyder tilstrækkeligt med føde i de perioder, hvor afgrøderne ikke blomstrer (Schelhorn et al., 2015; Riggj et al., 2024). Dette understøttes af Sirami et al. (2019), der fandt at en øget afgrødediversitet kun gav en positiv effekt på den multitrofiske biodiversitet i markerne i landskaber med over 11% seminaturlige habitater. Dette forklares ved, at disse habitater tilbyder stabile ressourcer for arterne, modsat den relativt korte periode som afgrøder tilbyder. Afgrødernes blomstringsperiode tyder også på at have betydning, hvilket indikeres i et kvantitativt studie af blomstrende afgrødes effekt på bestøvere i ni tempererede lande. I den tidlige del af blomstringssæsonen fandt de en fortyndingseffekt på abundans og artsrigdom af bestøvere ved stigende andel blomstrende afgrøder i landskabet, men fortyndingseffekten udeblev i afgrøder der blomstrede sent i sæsonen, hvor alternative føderessource ofte er begrænsede (Riggj et al., 2024).

## 5 Funktionalitet som levested

Funktionaliteten af habitater beskriver, hvor egnet et habitat er til at understøtte en eller flere funktioner for en given art eller artsgruppe, såsom funktion som rede-, overvintrings- og/eller fourageringshabitat. Funktionalitet af habitater har vist sig at have stor betydning for bestøvere (Kennedy et al., 2013; Hopfenmüller et al., 2014). Det er vigtigt både at anskue, hvorvidt landskabet tilbyder alle ressourcer, som det kræves for de enkelte bestøvers livscyklus, for at sikre populationernes resiliens og en høj diversitet af bestøvere i landbrugslandskabet (Albrecht et al., 2023). Hvor kompositionen behandler hvor mange forskellige habitater, der befinder sig i landskabet, omhandler funktionaliteten hvilke ressourcer, habitaterne tilbyder. Desuden omfatter begrebet, hvordan de forskellige habitaters tilstand og sammensætning påvirker denne funktion, hvilket bidrager til den samlede landskabskvalitet. Det kan eksempelvis være funktionaliteten af et levende hegn som føderessource og redehabitat for insekter, der kan afhænge af artsrigdommen af træer og plejetiltag (Bishop et al., 2023) eller funktionaliteten af blomsterstriber som føderessource ud fra deres artsrigdom og alder (Pérez-Sánchez et al., 2023; Boetzel et al., 2021). Eksempelvis fandt Bonavent et al. (2023) en signifikant højere artsrigdom af planter og en tendens til et mere stabilt urtesamfund i afgræssede fremfor uplejede ekstensive græsarealer, til gavn for insekter og bestøvere. Driften og plejen er essentielt for funktionaliteten af eksisterende habitater for bestøvere og insekter generelt. Ligeledes kan strukturvariationen i eksisterende såvel som nyetablerede habitater, spille en rolle for dets funktionalitet, såsom forskelle i vegetationshøjder og mosdække (Albrecht et al., 2023).

I følgende afsnit redegøres der for aspekter, der kan påvirke funktionaliteten af de habitater, som kan findes i det danske landbrugslandskab. Gennemgangen er ikke udtømmende, og der er emner hvor funktionalitet og komposition er overlappende, da de begge beskriver aspekter af forskelle på habitater. Som nævnt indledningsvist, er der i denne rapport fokus på habitaters funktion som føderessource og redehabitat og i mindre grad på deres funktion som overvintringshabitat. For uddybning se afsnit 2.

### 5.1 Seminaturlige habitater

Seminaturlige habitater dækker over en bred vifte af arealer, og egnetheden for vilde bier og bestøvere afhænger meget af habitattypen og dets tilstand. Eksempelvis kan det have stor betydning, hvorvidt det er en våd eller tør, ny eller gammel og mørk eller lysåben habitattype (Cole et al., 2020; Sydenham et al., 2023; Kennedy et al., 2013). Derudover er der stor forskel på tilstanden af de seminaturlige habitater, særligt grundet forskel i historisk drift, som kan påvirke næringsstofindhold, struktur og homogenisering. Disse faktorer kan skabe begrænsninger for, hvor godt habitaterne understøtter bestøvere i form af varieret fødeudbud og strukturer, der giver rede- og overvintringsmuligheder (Bucher et al., 2016; Albrecht et al., 2023).

#### 5.1.1 Habitater som føderessource

Tidligere nævnte Jachula et al. (2021), der undersøgte nektarudbuddet i fem forskellige habitattyper, fandt, at brakarealer årligt producerede signifikant mere nektar end de resterende habitattyper, og at

ældre brakarealer (>5 år) ligeledes producerede mere nektar end yngre brakarealer (<5 år). Forfatterne gør opmærksom på, at en stor del af nektaren på markarealerne imidlertid kommer fra invasive arter af gyldenris (*Solidago*). Den eneste anden signifikante forskel i nektarproduktion var mellem vejrabatter og markbræmmer, hvor markbræmmer producerede mest nektar. Forfatterne tilskriver dels den lave nektarproduktion i vejrabatter til hyppige slåninger og brug af pesticider. Mens habitaterne bidrog med 38% af nektarproduktionen over hele sæsonen og 90% i perioden fra juli til oktober, var de tilsvarende tal for vinterraps og skove hhv. omkring 33% og 15% af nektarudbuddet. Studiet konkluderer derfor, at habitaterne er en meget vigtig føderessource i landbrugslandet.

At bestøvere foretrækker få plantearter forholdsvis mere end andre plantearter er ikke ukendt. Sutter et al. (2017) undersøgte plante-bi netværk for hhv. sjældne, dominerende og domesticerede bier, langs en gradient af planterigdom i seminaturlige habitater i det schweiziske landbrugsland. De seminaturlige habitater bestod af ekstensive eller konventionelle græsarealer, naturlige eller såede græsbræmmer samt urtevegetationen langs levende hegn og skovkanter. Som forventet understøtter en højere artsrigdom og abundans af planter også en højere artsrigdom af bier, og studiet fandt samtidig en høj grad af dissimilaritet i fødepræferencer mellem sjældne og dominerede arter af bier og ligeledes for domesticerede honningbier. Kun 11% af plantearterne blev i større omfang besøgt af alle tre grupper af bier, og disse nøgleplantearter bør derfor også have særlig højt fokus for at fremme føderessourcer for flest mulige arter af bier. Det drejer sig f.eks. om almindelig røllike (*Achillea millefolium*) og almindelig merian (*Origanum vulgare*). Desuden er der nøgleplanterarter, som er forholdsvis vigtigere for hver gruppe. Abundansen af nøgleplantearter steg eksponentielt med stigende planteartsrigdom, og biernes blomsterbesøg var tilsvarende signifikant. Lignende resultater blev fundet i Warzecha et al. (2017), der testede fire frøblandingers attraktivitet for vilde bier og svirrefluer og fandt, at tilstedeværelsen af nøgleplantearter (14 ud af 94 plantearter) var mere betydende end artsrigdommen af planter.

For at skabe grundlag for en høj artsrigdom af planter, der understøtter flest mulige arter af bestøvere i landbrugslandskabet, er det vigtigt at diversificere habitaterne i landskabet og dermed også fødeudbuddet. I det schweiziske lavland sammenlignede Maurer et al. (2022) abundans og artsrigdom af vilde bier mellem ekstensive græsarealer (uden gødning og med første slæt efter 15. juni), intensivt drevne græsarealer, såede blomsterstriber, levende hegn og skovkanter i landbrugslandskabet. Generelt understøttede ekstensive græsarealer højest abundans og artsrigdom (herunder flest sjældne arter), men den relative betydning af habitaterne ændrede sig over tid. Ekstensive græssletter gav det mest stabile fødeudbud over sæsonen, men fødeudbuddet kan med fordel suppleres af blomster i andre habitattyper, særligt i perioderne hvor blomsterne fjernes ved slæt. Levende hegn, skovkanter og intensivt drevne græssletter havde overordnet set lavere abundans og artsrigdom af bier, men var stadig vigtige, da hver habitattype indeholdt relativt unikke artssamfund af bier. Dette var særligt udpræget i fragmenterede landskaber (landskabsgradient af dyrket areal på 17%-88%). Studiet understreger vigtigheden i at forvalte landbrugslandskabet med øje for diversitet i og mellem habitater. Königslöw et al. (2022) har sammenlignet rigdom og abundans af sociale og solitære bier samt svirrefluer i en treårig periode i eksisterende levende hegn (med meget få urter og primært domineret af græs i bunden), eksisterende levende hegn med sået urteblanding (+40 arter), flerårige blomsterstriber (+40 arter) og eksisterende

græsbræmmer som kontrol i æbleplantager i Sydtykland. Alle levende hegn var over 10 år gamle og mellem 40 til 170 meter lange. Generelt var der ingen forskel mellem eksisterende levende hegn sammenlignet med kontrol, og eksisterende levende hegn havde signifikant lavere abundans og rigdom af sociale bier sammenlignet med flerårige blomsterstriber. Abundansen og artsrigdommen var signifikant højere for sociale bier i levende hegn med såede urter sammenlignet med eksisterende græsbræmmer, men der var ingen forskel for solitære bier eller svirrefluer. Denne forskel blev fundet på trods af, at begge typer af levende hegn generelt havde halvanden gang flere blomster end de eksisterende græsbræmmer. Blomsterstriberne indeholdt dobbelt så mange blomster som levende hegn med såede urter, og der var en signifikant lavere abundans og rigdom af sociale bier og rødlistede bier i levende hegn med såede urter end i de flerårige blomsterstriber. Ingen af landskabselementerne øgede antal blomsterbesøg i æbleplantagen sammenlignet med kontrol. Blomsterudbuddet i marts og april var domineret af begge typer af levende hegn samt æbleblomster i plantagerne, hvorfor forfatterne understreger vigtigheden af artsrige og plejede levende hegn, da de kan udgøre en vigtig føderessource i det tidlige forår for enlige arter af bier. De levende hegn og æbleplantagerne blomstrer i samme periode, hvilket også kan have betydning for mængden af observationer, da bestøverne både er i plantagen og de levende hegn. Modsat gav blomsterstriberne mange blomster i perioden, hvor der var få blomster i æbleplantagen. Derfor understreger studiet også, at der opnås størst positiv effekt for bestøvere ved at benytte kombinationer af forskellige habitattyper og tiltag, for at sikre føde over hele sæsonen.

Der er generelt ikke mange studier af vådområders betydning for bestøvere i landbrugslandskabet. De fleste vilde bier er jordboende, og foretrækker tørre habitater til redebygning og overvintring (Antoine & Forrest, 2021; Sardiñas & Kremen, 2014). Desuden vokser vådområder, uden pleje eller drift, ofte hurtigt til i blomsterfattig og ensartet græsvegetation og busksamfund, grundet eutrofiering (Cole et al., 2020). Tidligere nævnte Morón et al. (2008) fandt ca. 2000 bier fordelt på 105 arter i fire polske ferske enge. Særligt tre arter dominerende, og udgjorde hver over 10% af de registrerede fund (samlet 43,3%). I alt 16 arter udgjorde hver mellem 1% og 10%, 46 arter udgjorde mellem 0,01% og 1%, og 22 arter var kun repræsenteret af ét individfund. Uden at kunne lave en direkte metodisk sammenligning til andre studier, påpeger forfatterne, at artsrigdommen er på højde med flere andre habitattyper. I de polske ferske enge blev der eksempelvis fundet flere arter af vilde bier sammenlignet med semi-ekstensive græsarealer i Tyskland (44 arter) og seminaturlige habitater i Danmark (91 arter), hvilket tyder på, at visse typer af fugtige arealer og vådområder kan have en relativt stor værdi som levested for vilde bier. Der blev dog, ikke overraskende, fundet færre arter af bier sammenlignet tørre typer af habitater, som i eksempelvis Schweiz (247 arter) og Polen (253 arter). Da de undersøgte våde habitater indeholder en betragtelig diversitet af vilde bier, både som forageringsområde og potentielt redehabitat påpeger forfatterne at hidtidige antagelser om, at fugtige arealer og vådområder generelt har lav værdi for vilde bier, bør revurderes (Morón et al., 2008). Lozada-Gobilard et al. 2021 undersøgte diversiteten og artsrigdommen af vilde bier i dødishuller i landbrugslandskabet i det nordøstlige Tyskland og undersøgte blandt andet effekten af blomsterdække og sammensætning af vegetation og vedplanter i og omkring vandhullerne. I de 36 undersøgte dødishuller fandt de 77 arter af vilde bier, hvilket dækker ca. 20% af

den totale diversitet af bier i regionen. Der var en signifikant positiv effekt af øget blomsterdække på artsrigdommen af solitære og det totale antal arter af bier, men der var ingen signifikant effekt på artsrigdomme af sociale bier. Vegetationsdækket havde derimod en signifikant negativ effekt på abundansen af sociale bier, men ingen effekt på artsrigdom. Kronedækket havde ingen effekt, hvor kun to ud af de 14 registrerede arter af træer blomstrede i undersøgelsesperioden.

### 5.1.2 Habitater som redelokalitet

Habitaters funktion som redehabitat er kun ringe afdækket sammenlignet med deres funktion som føderessource i bestræbelserne på at bevare og forbedre populationer af bestøvere i landbrugslandskabet (Licznier & Colla, 2019; Harmon-Threatt, 2020). Dette skyldes blandt andet, at reder ofte er svære at lokalisere (Sardiñas & Kremen, 2014; Licznier & Colla, 2019). Så vidt muligt er redegørelsen for egnede redehabitater i denne rapport baseret på specifikt undersøgte habitater. Dertil har det været nødvendigt at supplere med beskrivelser af generelle faktorer, som påvirker biernes habitatkrav, og som derfor kan fungere som proxy i vurderingen af habitaternes egnethed som redehabitat i landbrugslandet. Ca.  $\frac{3}{4}$  af alle vilde bier er jordboende og tilbringer en stor del af deres liv under jorden, hvor deres habitatkrav kædes sammen med en lang række faktorer såsom jordens tekstur, komprimering, temperatur og fugtighed samt jordoverfladens strukturer og afstande til nærliggende populationer og blomsterressourcer (Antoine & Forrest, 2021; Potts & Willmer, 1997). Terrænhældningen er ligeledes dokumenteret at kunne påvirke redehabitaternes egnethed (Hopfenmüller et al., 2014). Når der medregnes både hulboende og jordboende bier, er der stor variation i hvilke substrater, de bruger. Mange jordboende bier er til en vis grad tilknyttet skov, hvor de bygger rede langs skovkanter og lignende åbne områder omkring og langs bevoksninger (Scheuel & Willner, 2016). Hulboende bier bruger gerne samme typer habitater, hvor de bygger rede i dødt ved, i eksempelvis forladte larvegange, og andre arter kan både bruge overjordiske og underjordiske substrater (Sydenham et al., 2023). Maher et al. (2019) brugte en citizen science tilgang til at indsamle data for de abiotiske faktorer (terrænhældning, soleksponering og bunddække), der associeres med redebygningen for fire jordboende arter af solitære bier i England. De fire undersøgte arter byggede reder indenfor en bred skala af de abiotiske faktorer, hvor én art (*Colletes hederæe*) særligt foretrak solrige skrånede arealer, og en anden art (*Andrena fulva*) foretrak flade og skyggefulde arealer. Det var ikke muligt at redegøre i tilstrækkelig grad for tætheden af reder pr. areal ved de forskellige observationer, hvorfor studiet ikke kunne afklare i hvor høj grad, de forskellige faktorer påvirkede tætheden, og ikke kun tilstedeværelsen, af reder.

Der er generelt få studier af levende hegns funktion som redehabitater for bier (Kremen et al., 2019), foruden at mange jordboende bier er associeret med skovkanter og lignende lysåbne habitater, som tidligere nævnt (Scheuel & Willner, 2016). Desuden findes der ofte dødt ved i levende hegn (Morandin & Kremen, 2013) til gavn for hulboende bier (Kremen & M'Gonigle, 2015). Eeraerts & Isaacs et al. (2023) fandt, at levende hegn og skovkanter fungerer som redehabitat for flere vilde bier i det belgiske landbrugslandskab, dels i form af åbne jordstykker og forskellige vegetative elementer, der kan egne sig for både hulboende og jordboende bier (Tsiolis et al., 2022; Kremen et al., 2019). Lignende resultater blev fundet i et fransk studie, der konkluderede, at skovkanter potentielt har stor betydning som rede- og

parringshabitat og kan fungere som reservoir for afgrødebestøvende insekter (Bailey et al., 2014). Kells & Goulson (2003), som brugte redesøgende humlebidronninger som proxy for redehabitat præference, fandt, at levende hegn var et foretrukket redehabitat for to ud af syv arter af humlebier. Ved brug af samme metode undersøgte (Lye et al., 2009) redesøgende humlebidronningers præferenceforskelle mellem levende hegn, græsbræmmer og ekstensive græsarealer, hvor alle tre habitattyper enten blev drevet konventionelt eller under miljøtilskudsordninger i Skotland. Græsbræmmer, som var forbedret ved at så urter, der gav en kompleks vegetationsstruktur, var de mest foretrukne habitater for redesøgende humlebier, efterfulgt af ekstensive græsarealer. Levende hegn var det mindst attraktive habitat. Plejen af de urterige græsbræmmer kan muligvis have en betydning for funktionaliteten af græsbræmmerne. Dette indikeres i et californisk studie, der hverken fandt forskel i andelen af jordboende bier eller forskel i jordens egenskaber mellem levende hegn og uplejede græsbræmmer (Sardiñas et al., 2016). Kremen & M'Gonigle (2015) fandt et stigende antal hulboende bier med stigende alder af levende hegn. Særligt arter med særlige krav til redehabitater, f.eks. eksisterende hulrum i træerne, steg forholds-mæssigt mere ved aldrende levende hegn. I samme område fandt man højere diversitet af bi-arter med forskellige krav til redehabitater i levende hegn (>10 år) sammenlignet med græsbræmmer langs markerne (Ponisio et al., 2015).

Der er begrænset viden om, hvordan drift og pleje af habitater i landbrugslandskabet kan forbedre og øge antallet af redelokaliteter for særligt jordboende bier (Albrecht et al., 2023; Gardein et al., 2022), og praksis baseres overvejende på fornemmelser, forsøg og best-practice (eksempelvis Neumüller et al. (2022) og Ullman et al. (2020)). Albrecht et al. (2023) fandt signifikant flere reder i de ekstensivt drevne græsarealer (ingen slået før 15. juni, typisk en til to slået om året, og ingen tilførsel af næringsstoffer) sammenlignet med intensivt drevne græsmarker (typisk 150-200 kg N pr. ha og op til fem-seks slået om året) i det schweiziske lavland. Førstnævnte havde stor spredning i antal reder på op til over 200 reder pr 250 m<sup>2</sup>, hvor sidstnævnte havde under 10 reder på 250 m<sup>2</sup>. Forskellen tilskrives i høj grad en signifikant lavere vegetationshøjde, et lavere græsdekke og højere mosdekke i de ekstensive græsarealer. Der var ikke signifikant forskel i andelen af bar jord, hvilket ofte anses som en god proxy for redehabitater for jordboende bier (Sardiñas & Kremen, 2014). Effekten af bar jord var imidlertid tydelig i et tysk studie, der aktivt fjernede vegetationen i 24 plots (1 m<sup>2</sup>) i kalkrige overdrev og sammenlignede antallet af reder og tilstedeværelsen af bier i disse plots med 24 kontrolplots. Antallet af reder var fjorten gange højere i plots med bar jord og positivt relateret med en stigende terrænhældning. Tilsvarende var tilstedeværelsen af bier 2,5 gange højere i plots med bar jord og studiet fremhæver at facilitering og etablering af flere åbne og vegetationsfattige arealer er en underestimeret praksis (Gardein et al., 2022).

Vandmiljøer og vådområder har en beskeden betydning for bier og sommerfugle som redelokalitet, da de foretrækker relativt tørre lokaliteter. Flere arter af svirreflugter har derimod en stærk tilknytning til vandmiljøer og vådområder, hvor ynglen kan leve af dødt organisk materiale (Cole et al., 2020; Sydenham et al., 2023). Da nærværende rapport fokuserer på bier, vurderes vandmiljøer og vådområder ikke at have en særlig relevant betydning for bier som redelokalitet, hvorfor der ikke redegøres dybere for emnet. I projektets videre arbejde er habitaterne ikke desto mindre vurderet relevante at associere med

en vis funktion som redelokalitet for bestøvere som helhed, om end dette område er begrænset og flygtigt behandlet.

### 5.1.3 Betydning af drift og pleje

Da seminaturlige habitater er afhængige af en vis form for menneskelig drift og aktivitet, vil en mangel på samme resultere i tilgroning og strukturændringer, der ofte leder til en reduceret værdi for bestøvere (Bengtsson et al. 2019). Ekstensive græsarealer, såsom overdrev, er et af de mest værdifulde habitater, der fungerer som føderessource og redehabitat for bestøvere i landbrugslandskabet (Hederström et al., 2024). Optimal slåning og afgræsning af ekstensive arealer øger generelt plantediversiteten og reducerer andelen af græsser, hvilket ofte er til gavn for bestøvere. På Mols undersøgte Bonavent et al. (2023) plantesammensætningen på naturarealer ved fem typer af behandling: sommerafgræsning, vinterafgræsning, helårsgræsning, slåning (i efteråret) og kontrol med passiv succession. De fandt en signifikant højere artsrigdom af planter ved vinter- og helårsgræsning end arealer uden slåning/afgræsning og signifikant lavere mængde dødt plantemateriale ved de tre græsregimer end ved arealer uden behandling. Store mængder dødt plantemateriale forringer muligheden for plantevækst og for etablering af nye skud og frø. Der var ligeledes tendenser til, at slåning (i efteråret) også havde positive effekter på plantediversiteten sammenlignet med ingen behandling, men dette var ikke signifikant. At intensiteten og tidspunktet for slåning af ekstensive græsarealer kan have stor betydning for mængden af blomsterressourcer over sæsonen, understøttes af Johansen et al. (2019). I denne undersøgelse blev sæsonvariationen i blomsterudbuddet undersøgt i rumænske lav-produktive enge ved tidlige, intermediære hhv. sene slåninger. Studiet viste, at tidligt slåede enge var de vigtigste nektar- og pollenkilder i sensommeren grundet senere genblomstring, samt at sent slåede enge var vigtigst i juli. Intermediært slåede enge gav en blandet effekt. Studiet understreger, at diversificeret slåning af ekstensive græsarealer i højere grad bør prioriteres for at understøtte bestøvere, fremfor den mere traditionelle tilgang der prioriterer sen slåning, som potentielt kan resultere i mangel på nektar og pollen i sensommeren. Et større fokus på diversificering af slåningsregimer understøttes også af (Bruppacher et al., 2016), der undersøgte diversitet og abundans af sommerfugle i ekstensive græsarealer i det schweiziske lavland. Studiet anbefaler særligt sen slåning samt slåning, hvor 10-20% af arealet holdes uden for slæt for at bevare og understøtte sommerfuglenes livscyklus. Denne praksis anbefaler forfatterne også i højere grad bruges på græsarealer langs f.eks. veje og markskel. Dette stemmer godt overens med førnævnte Jachula et al. (2021), der netop tilskrev den lave blomsterressource i vejrabatter til hyppige slåninger foruden brug af pesticider.

Værdien af levende hegn for bestøvere som føderessource afhænger bl.a. af levende hegns alder, artsrigdom og sammensætning af plantearter, og ikke mindst plejetiltag. I Holland sammenlignede Bishop et al. (2023) abundans og rigdom af vilde bier i æbleplantager omgivet af enten levende hegn eller græsbræmmer (kontrol). Der var ingen signifikante forskelle i abundans og rigdom for vilde bier eller forskel i blomsterudbuddet mellem de to landskabselementer, hvilket forfatterne dels forklarer ved, at de levende hegn højst bestod af tre arter af træer, og at landmændene forsøger at minimere blomstringen i de levende hegn for at reducere risikoen for ildsot. Lignende resultater ses i et studium fra

Irland, der bl.a. undersøgte typen af plejetiltag i levende hegn, og fandt signifikant færre humlebier i levende hegn der regelmæssigt blev klippet sammenlignet med uplejede levende hegn (gennemsnitligt ca. 60% flere humlebier pr. 100 m). Forskellen tillægges særligt effekten af klipning, som er tilladt i september-marts, hvilket kan påvirke blomstersætningen. Undersøgelsen blev foretaget i midt og slut sommer, hvorfor der formentlig ville ses en endnu større forskel ved undersøgelser i forår og start sommer, hvor en del træer typisk blomstrer, og hvor de givetvis ikke har nået at sætte nye blomsterskud efter klipning (Byrne & delBarco-Trillo, 2019).

I et engelsk studie af ni vandhuller i landbrugslandskabet fandt Walton et al. (2021) indikationer på, at nyligt restaurerede vandhuller og plejede vandhuller understøtter en større abundans og artsrigdom af bl.a. bestøvere (bier, hvepse og svirrefluer) end tilgroede og uplejede vandhuller (størst signifikant forskel for alle insektgrupper var mellem nyligt restaurerede vandhuller og tilgroede vandhuller, og forskellen var generelt størst for hvepse), hvilket igen i høj grad tilskrives en positiv effekt af en øget kvalitet af blomstersamfundet. Der var gennemsnitligt 49 arter af insektbestøvede planter i plejede vandhuller mod 44 i nyligt restaurerede vandhuller og 33 i tilgroede vandhuller. I et andet engelsk studie af vandløbsbræmmer betydning for humlebier og sommerfugle i landbrugslandskaber blev det bl.a. undersøgt, hvorvidt intensiv afgræsning i vandløbsbræmmer havde effekt på diversiteten af humlebier og sommerfugle. Vandløbsbræmmer uden afgræsning havde ikke en højere artsrigdom af blomsterplanter, men de indeholdt et større areal med blomster sammenlignet med intensivt afgræssede vandløbsbræmmer. Vandløbsbræmmer uden afgræsning understøttede en højere artsrigdom og abundans af humlebier og en højere abundans af sommerfugle sammenlignet med vandløbsbræmmer med afgræsning. Resultatet kan tyde på, at sidstnævnte arealer overgræsses (McCracken et al., 2012). Den højere abundans af humlebier kunne alene tilskrives en højere abundans af blomster. Hverken blomsterplanternes abundans eller artsrigdom kunne alene forklare den højere artsrigdom af humlebier eller abundans af sommerfugle. En anden mulig forklaring er, at sådanne sammenhænge ofte afhænger af tilstedeværelsen af få nøgleplanterarter, som tidligere beskrevet. Studiet fandt, at 87% af alle plantebestøver interaktioner var på syv ud af 85 blomstrende plantearter, og af disse var fem af de syv mest besøgte plantearter mere abundante i vandløbsbræmmer uden afgræsning. Der blev fundet fouragerende bestøvere på i alt 21 blomstrende plantearter, og den relative betydning af forskellige blomsterarter ændrede sig over sæsonen (Cole et al., 2015). Lignende resultater blev fundet i Cole et al. (2017), der dokumenterede at 71,9% af alle observerede insektbesøg skete på 10 ud af 68 blomsterarter.

## 5.2 Omdriftsarealer

Størstedelen af landbrugslandskabet består selvsagt af marker, der driftes i varierende omfang. Visse arealer kan kategoriseres som deciderede seminaturlige habitater f.eks. 53 arealer, hvor gødskning og sprøjtning er forbudt og andre blot som mindre påvirkede end reelle omdriftsarealer. Blandt de mindre påvirkede arealer er eksempelvis nogle permanente græsarealer, da de stadig kan modtage betragtelige mængder af gødning. Ekstensivt drevne græsmarker er beskrevet tidligere i afsnit om seminaturlige habitater. I dette afsnit fokuseres der på reelle omdriftsarealer, der ofte jordbehandles og modtager eksterne næringsinput, og på græs i omdrift, om end denne også tidligere er nævnt af flere gange i

andre afsnit. Omdriftsarealer anses generelt ikke som egnede reдеhabitater grundet en meget høj forstyrrelse ved jordbearbejdning, hvilket har en kraftig påvirkning på overlevelsesraten af ynglende bier (Ullman et al., 2016). De kan dog udgøre en stor, om end kortvarig, føderessource i landbrugslandskabet via masseblomstrende afgrøder og en lille men længerevarende føderessource via blomsterukrudt. Det er desuden essentielt, at økologiske arealer ikke sprøjtes, hvilket minimerer risikoen for at bestøvere påvirkes af pesticider, samt resulterer i en højere diversitet af blomstrende ukrudt (Holzschuh et al., 2016; Rundlöf et al., 2015; Carrié et al., 2024).

### 5.2.1 Økologi

Som tidligere nævnt, er der generel enighed om, at økologiske omdriftsarealer understøtter en højere biodiversitet end konventionelle. I et omfattende kvantitativt review af 98 videnskabelige artikler fandt Stein-Bachinger et al. (2021), at medianen for artsrigdommen og abundansen af insekter var hhv. 22% og 36% højere i økologiske arealer sammenlignet med konventionelle. Lignende resultater blev fundet i et tysk studie (Holzschuh et al., 2010). Ligeledes fandt føromtalt Kennedy et al. (2013), at økologiske arealer indeholdt estimeret 41,5% og 43,8% højere abundans og artsrigdom af bier i økologiske marker sammenlignet med konventionelle marker. Der er forskellige tiltag og driftsmetoder, som kan påvirke de økologiske omdriftsarealers grad af funktionalitet for bestøvere og insekter generelt, både på landskabsniveau og lokalt på omdriftsarealet. Varigheden af den økologiske drift kan have effekt på biodiversiteten i markerne, hvilket indikeres af Carrié et al. (2024), der undersøgte plantediversiteten over en tidsgradient i omlægning fra konventionel drift til økologisk drift (0 år, 1-11 år og 20-35 år efter omlægning) på arealer med vår- og vinterkorn og græsarealer i Sydsverige. Resultaterne viste, at artsrigdommen og artsligheden (færre dominerende arter) steg kontinuert fra 0 til 35 år efter omlægning, hvilket indikerer at biodiversitetsgevinsten stiger ved stigende alder af de økologiske arealer. Tredivede år efter omlægning havde økologiske kornmarker 153% højere artsrigdom og 13% højere artslighed af planter end nyomlagte arealer. De insektbestøvede planter udgjorde den største andel af stigningen med 107% flere insektbestøvede arter (+74% i abundans) end ikke-insektbestøvede arter (+58% i abundans). Forfatterne gør særligt opmærksom på, at der er en forsinkelse i etableringen af insektbestøvede plantearter efter omlægning. Der er derfor en gradvis større positiv effekt for bestøvere over tid fra omlægningen. Dette forklares ved, at insektbestøvede planter generelt er mindre fleksible end vindbestøvede afgrøder og er afhængige af interaktionen med en parallel populationsstigning af bestøvere i landskabet, som kan tage tid (Hederström et al., 2024). Brandmeier et al. (2023) undersøgte bl.a. frekvens af blomsterbesøgende insekter og diversitet og abundans af arthropoder i sprøjtede/gødskede og usprøjtede/ugødskede monokulturer af hvede, hestebønner, hør og raps og polykulturer af disse. Med undtagelse af polykulturer, var diversiteten af arthropoder altid højere, når der ikke var sprøjtet eller gødet. I de to typer af afgrøder som tiltrak flest blomsterbesøgende insekter, indikerede deres resultater en potentiel forskel på økologiske og konventionelle marker på op til 1,5 mio. besøg/ha i økologiske marker mod ca. 0,6 mio. besøg/ha i konventionelle marker. Hass et al. (2018) fandt eksempelvis også en negativ effekt på bestøvere ved stigende afgrødediversitet i konventionelle marker, hvilket tilskrives at mange af disse afgrøder sprøjtes intensivt.

### 5.2.2 Blomstrende afgrøder og afgrødediversitet

Studier viser, at etableringen af blomstrende afgrøder kan øge abundansen af bier i markfladen (Holzschuh et al., 2013; Sirami et al., 2019), om end masseblomstrende afgrøder kun udgør en kortvarig ressource over sæsonen (Schelhorn et al., 2015; Riggi et al., 2024). Resultaterne fra tidligere nævnte Brandmeier et al. (2023) indikerer en potentiel øgning i blomsterbesøgende insekter fra omkring 4.700 besøg/ha i konventionelle hvedemarker og op til 566.000 besøg/ha i hvede-hestebønne-hør polykulturer. De foreslår en tæthed af blomstrende afgrøder på 10%-50% i landbrugslandskabet, som kan tilbyde kortvarige og potentielt vigtige ressourcer for arthropoder. Hvorvidt afgrøderne reelt har en effekt på populationer af bestøvere i landbrugslandskabet, afhænger dog af hvorvidt ressourcen er en begrænsende faktor for populationsvæksten og ikke blot skaber en fortyndingseffekt (se afsnit 4.2.1).

En anden metode til at øge mængden af blomsterressourcer på markfladen er ved undersåning. Undersåning med kløver i afgrøder er almindelig landbrugspraksis bl.a. for at reducere ukrudtstryk og øge kvælstofindholdet i jorden, og fungerer i et vist omfang også som føderessource for bestøvere (Bergkvist et al., 2011; Lagerquist et al., 2022). Boetzel et al. (2023) undersøgte effekten af undersåning af en blanding af tre kløverarter i usprøjtede havremarker i Sydsverige, og fandt en gennemsnitlig signifikant stigning i tætheden af bestøvere på 192% i marker med undersåning af kløver sammenlignet med kontrolmarkerne. Selvom polykulturer og undersåning kan have gavnlige effekter på bestøvere, er der risiko for reduceret udbytte (Schmidt et al., 2007; Norris et al., 2018) og øget sygdoms- og skadedyrstryk i visse afgrødetyper (Schmidt et al., 2017). Generelt har undersåning af bælgeplanter i kornafgrøder vist positive effekter på afgrødeudbyttet, men der mangler grundlæggende flere erfaringer fra den tempererede klimazone (Boetzel et al., 2023).

Der er vigtigt at holde sig for øje, at afgrødediversitetens effekt på afgrødebestøvning ikke nødvendigvis siger noget om effekten på diversiteten af vilde bier og bestøvere generelt. En divers afgrøderotation kan have gavnlige effekter på diversiteten af arthropoder på omdriftsarealer, og kan tjene som et beskedent supplement til at fremme insektdiversitet i landbrugslandskabet (Meyer et al., 2019; Lichtenberg et al., 2017). Afgrøderotation med forskellige kornafgrøder (f.eks. hvede, byg og rug) leder dog ikke til en øget diversitet af arthropoder, da de skaber en ensartet vegetationsstruktur og et ensartet mikroklima, der understøtter de samme arter (Meyer et al., 2019). En høj andel af kornafgrøde i landskabet kan have en særlig negativ effekt for bestøvere, da de ikke bidrager med blomsterressourcer. Værdien af insektbestøvede afgrøder varierer imidlertid også. Järvinen et al. (2022) undersøgte abundans og artsrigdom af vilde bier og abundans af honningbier i monokulturer af raps og hestebønner samt polykulturer af disse, og fandt højest abundans af bestøvere i monokulturer af raps og lavest i monokultur af hestebønner. Monokultur af hestebønner havde dog højere artsrigdom af bestøvere end monokultur af raps. Forfatterne understreger, at resultaterne i høj grad indikerer, at afgrøderne understøtter en relativ forskel i arter af bier og bestøvere, hvilket taler for vigtigheden af diversificering af afgrøderotation. Brandmeier et al. (2023) fandt ligeledes en konsistent højere diversitet af arthropoder og bestøvere ved højere afgrødediversitet, og at abundans og diversitet af arthropoder og bestøvere varierede signifikant mellem forskellige mono- og polykulturer. Der var særligt mange observationer af bestøvere i hør, både

i monokultur og polykulturer, sammenlignet med hestebønner og brak. Det var ikke muligt at lave tilstrækkelige sammenligninger med raps, grundet dårlig afgrødeetablering og problemer med forsøgsdesign. Forfatterne foreslår at øge andelen af polykulturer som et alternativ til at acceptere en vis andel blomstrende ukrudtsarter i markerne for at forbedre vilkårene for insekter. Baseret på studiets resultater og tidligere studier på samme lokalitet (Brandmeier et al., 2021), konkluderes det, at sammensætning af polykulturer (alt efter afgrødernes konkurrenceforhold) kan øge diversiteten af arthropoder i landbrugslandskabet. Effekten er som tidligere beskrevet nødvendigvis ikke særlig stor. Martínez-Núñez et al. (2022) undersøgte bestøversamfund i både seminaturlige habitater og blomstrende afgrøder i 26 landskaber i Italien, og fandt ingen sammenhæng mellem antallet af forskellige afgrødetyper og artsrigdom af bestøvere på landskabsniveau. Studiet peger på, at afgrødeidentiteten kan have større betydning end antallet af forskellige afgrøder, da de fandt monokulturer, der indeholdt flere bestøvere end en blanding af 12 forskellige afgrøder. Ligeledes var artsrigdommen af bestøvere i seminaturlige habitater ikke afhængig af antallet af blomstrende afgrøder i landskabet. Igen forklares det ved, at blomstrende afgrøder kun tilbyder føderessourcer kortvarigt (Riggi et al., 2024), og bestøvere derfor er mere afhængige af andre habitater (Martínez-Núñez et al., 2022; Jachula et al., 2021).

### 5.2.3 Blomsterstriber

Blomsterstriber og blomsterbrak er et efterhånden udbredt tiltag i flere europæiske lande og er en del af de miljøtilskudsordninger, der typisk har til formål at erstatte mindre striber af eksisterende omdriftsjord eller større brakarealer med midlertidige etablering af blomsterrige arealer. Der er ingen ensrettet term for tiltaget, og der er stor variation i størrelse, form, sammensætning af frøblandinger og alder (Haaland et al., 2011). Blomsterstriber og blomsterbraks effekt på biodiversiteten i landbrugslandskabet er et velstuderet og til tider omdiskuteret tiltag (Boetzi et al., 2021; Buhk et al., 2018; Schmied et al., 2022; Königslöw et al., 2022; Scheper et al., 2015). En kritik går på, at tiltaget ukritisk bliver brugt som en simpel og hurtig løsning til at forbedre landbrugslandskabets biodiversitet, primært foranlediget af dets karismatiske udtryk og visuelle værdi. Det bør i højere grad anses som et begrænset, supplerende tiltag, der midlertidigt kan erstatte naturmæssigt mindre værdifuld omdriftsjord, men som ikke er på linje med permanente og mere uforstyrrede habitater (Buhk et al., 2018; Boetzi et al., 2021). Hvorvidt tiltaget kan øge den reproduktive succes for populationer i landskabet, står ikke klart (Ganser et al., 2021), men tiltaget har vist sig effektivt til at tiltrække en høj abundans og diversitet af bestøvere (Buhk et al., 2018; Schmied et al., 2022). Ved at bruge tiltaget målrettet kan det give et mindre, men ofte længerevarende supplement som føderessource, sammenlignet med masseblomstrende afgrøder. Tidligere nævnte Maurer et al. (2022) fandt eksempelvis, at ekstensive græsarealer understøttede den højeste abundans og artsrigdom for bier, men den relative betydning af habitaterne ændrede sig over tid, hvor især blomsterstriber gik fra at have lav betydning i foråret til at have højest betydning af de fem undersøgte habitater senere på sommeren. Forskellen i blomstringsfænologi mellem ekstensive græsarealer og blomsterstriber viste sig også at komplimentere hinanden i at understøtte bier. Hvor ekstensive græsarealer overordnet understøttede flest arter af bier og herunder flest sjældne arter og habitatspecialister, understøttede blomsterstriber flere almindelige og kendte afgrødebestøvende arter. Andre behov hos be-

støvere dækkes dog ikke af blomsterstriber. (Scheper et al., 2015) fandt eksempelvis ingen klare populationseffekter ved etablering af flerårige blomsterstriber, og konkluderede, at det kunne skyldes et begrænset i udbud af redehabitater fremfor mangel på føderessourcer. Dette understøttes også af tidligere nævnte kilder (Pérez-Sánchez et al., 2023; Gardein et al., 2022).

I et treårigt studie i Tyskland undersøgte Boetzel et al. (2021) diversiteten af en række taksonomiske grupper, herunder bestøvere, langs en temporal gradient af blomsterstriber (1 år gamle, >6 år gamle med jordbehandling indenfor et år, >6 år gamle og >6 år siden sidste jordbehandling) samt kalkrige ekstensive græsarealer som kontrol (>20 år gamle og siden sidste jordforstyrrelse). De fandt signifikant højere artsrigdom og unik artssammensætning af bestøvere i kalkrige ekstensive græsarealer, samt en generel tendens til at længerevarende blomsterstriber understøtter bestøversamfund, der i stigende grad ligner dem, der blev fundet i kalkrige ekstensive græsarealer. En stigende alder af blomsterstriber har også vist positive effekter i andre studier (Buhk et al., 2018; Königslöw et al., 2022). Studiet understreger, at kombinationen af permanente habitater, som overdrev sammen med etablering af artsrige og aldersmæssigt forskellige blomsterstriber, giver en synergetisk positiv effekt for bestøvere, og kan understøtte bestøvere i selv stærkt fragmenterede landskaber. Sammensætningen og artsrigdommen af blomster har vist sig at have en betydning for egnetheden af blomsterstriber (Buhk et al., 2018). Der er risiko for, at blomsterstriber etableres med frøblandinger, som ikke tilbyder føderessource på de mest kritiske tidspunkter, som eksempelvis i foråret, hvor mange arter af bier er aktive og ressourcerne er begrænsende, specielt for redebyggende humlebidronninger. Der kan desuden være fødemangel i sensommeren, hvor mange ekstensive græsarealer er slået (Williams et al., 2012; Ouyard et al., 2018). En højere artsrigdom af blomsterplanter kan reducere denne risiko og forlænge blomstringsperioden. Foruden at en øget artsrigdom i blomsterstriber kan gavne flere arter af bestøvere, har det vist sig at prædatorer ligeledes kan have gavn af mere diverse blomsterstriber. I en meta-analyse af blomsterstrivers effekt på populationer af naturlige prædatorer af skadedyr, har Jachowicz & Sigsgaard (2025) sammenlignet enårige afgrøder med etablerede eller spontant opståede græsbræmmer (kontrol). De fandt en signifikant positiv effekt på abundansen af prædatorer på 3.5% for hver tilføjet blomsterart. Der var ikke nogen forskel til kontrollen for blomsterstriber bestående af en enkelt art, for blomsterstriber med over to arter, var effekten signifikant, svarende til en gennemsnitlig stigning på 51%. Forfatterne understreger værdien af græsbræmmer som meget væsentlige for prædatorer, da der var flere studier hvor abundansen af prædatorer var højere i græsbræmmer. Dette resultat tilskrives den mere permanente karakter, som græsbræmmer udgør, sammenlignet med en- eller få-årige blomsterstriber. Selvom der var målbare effekter af en øget artsrigdom af planter, fandt studiet ingen signifikant effekt af skadedyrskontrol i de omkringliggende afgrøder.

En anden kritik af blomsterstriber og blomsterbrak er, at tiltaget kan skabe økologiske fælder ved at tiltrække insekter, som bruger områderne som rede- eller overvintringssted, og som ødelægges, når arealerne pløjes op, et aspekt der er særligt relevant i enårige blomsterstriber. Ganser et al. (2019) fandt, at pløjning af enårige blomsterstriber reducerede antallet af overvintrende arthropoder med 59%. Studiet peger på, at denne negative effekt kan reduceres markant, hvis ikke vendes til positiv, ved at lade

blomsterstriberne stå i flere år. Et længerevarende habitat, som en flerårig blomsterstribe, kan opformere et langt større antal individer, hvorfor en efterfølgende pløjning vil have en samlet mindre negativ betydning. Der blev imidlertid stort set ikke fundet overvintrende bier i blomsterstriberne (Ganser 2019, pers. komm.), og der er generelt begrænset kendskab til blomsterstribers egnethed som rede- og overvintringshabitat for vilde bier. Boetzel et al. (2022) undersøgte blandt andet antallet af overvintrende vilde bier i blomsterstriber af forskellig alder og med forskellig frekvens af jordforstyrrelse og sammenlignede det med konventionelle hvedemarker i Tyskland. De fandt mærkbart flere overvintrende individer i blomsterstriber, som ikke var jordbehandlet inden for samme år, men ikke havde ligget urørt i over seks år. Der var signifikant højere artsrigdom og aktivitet i disse flerårige blomsterstriber sammenlignet med nyetablerede blomsterstriber, og en tendens til højere artsrigdom og aktivitet sammenlignet med de ældre blomsterstriber. Studiet lægger særligt vægt på, at de jordboende bier foretrækker overvintringssteder, som ikke har undergået nylig jordbearbejdning, men omvendt heller ikke lang succession, der dækker bare jordpletter til i græsser over tid. Der var ingen overvintrende bier i hvedemarkerne. Det er vigtigt at understrege, at studiet ikke nødvendigvis skal tolkes som, at blomsterstriber er ideelle overvintringssteder for vilde bier generelt, da der kun blev fundet 51 individer fra 20 arter af vilde bier i hele studiet (20 sites) imod for eksempel 782 svirrefluer og 7190 rovbiller. Der blev maksimalt fundet 11 individer af vilde bier i en blomsterstribe og gennemsnitligt nærmere omkring fire. Effekten af omlægning af blomsterstriber og blomsterbrak er ikke undersøgt nærmere for sommerfugle og svirrefluer, om end studier peger på at tiltaget er forbedrende snarere end skadende (Schmied et al., 2022).

## 6 Sammendrag og konklusion

De fleste arter af vilde bier tilknyttet landbrugslandskabet er generalister og relativt almindelige. Et mål om at forbedre vilkårene for disse arter, herunder også andre arter af landbrugslandskabs-associerede bestøvere, eller for særlige lokaliteter, medfører ikke nødvendigvis forbedrede vilkår for truede arter eller biodiversiteten på større regional eller national skala. Der kan imidlertid være meget stor variation i landskabsheterogeniteten og driftsintensiteten mellem forskellige bedrifter og landbrugslandskaber, hvilket i høj grad kan påvirke livsvilkårene for de arter, som lever der, og potentialet for at forbedre biodiversiteten.

Når det kommer til at bevare og forbedre vilkårene for bestøvere, der er tilknyttet det danske landbrugslandskab, er det vigtigt at skelne mellem de forskellige typer af associerede habitater og tiltag, der findes i landskabet. Dette gælder både i en kompositionel, konfiguratív og funktionel kontekst. Med udgangspunkt i vilde bier som indikator for bestøvere generelt, responderer gruppen i varierende grad på de tre parametre, alt efter hvilke habitater eller tiltag der er i fokus. I forhold til kompositionen viser en lang række studier, at et stigende antal af forskellige habitater generelt har stor positiv effekt for bestøvere. Forskellige habitater tilbyder forskellige føderessourcer og redelokaliteter, hvilket muliggør, at livscyklussen for flere arter understøttes. Litteraturen indikerer desuden, at andelen af seminaturlige habitater bør være over 20% i landbrugslandskabet. Konfigurationen kan spille en rolle, hvor studier peger på at størrelsen og den rumlige placering af habitater og forbindelsen imellem dem har betydning for bestøvers spredningspotentiale og fourageringsafstande. Effekten af konfigurationen er mindre entydig mellem studier og kan ofte være sløret af den tætte relation mellem konfiguration og komposition. Eksempelvis øges konfiguration typisk ved en øget komposition. Det tyder på, at funktionaliteten af habitaterne har en meget stor betydning for, hvor godt de understøtter vilde bier og bestøvere generelt, hvilket er styret af forskellige biotiske og abiotiske faktorer foruden deres driftshistorik. Driften af et habitat er ofte essentielt for, hvorvidt det har en høj værdi, eller er stort set værdiløst for bestøvere. Samlet set er funktionaliteten helt grundlæggende for i hvor høj grad tilstedeværelsen af de forskellige habitater (komposition) har en betydning for landskabets bestøvere, men det er vigtigt at anskue alle tre parametre i den samlede landskabskontekst.

Uagtet af landbrugslandskabets heterogenitet og driftsintensitet, er det altid førsteprioritet at forbedre og bevare allerede eksisterende seminaturlige habitater. Habitaterne fungerer som kilde til spredning af arter og som et relativt uforstyrret refugium for meget af den fauna og flora, der findes i landskabet. Tørre, soleksponerede og permanente arealer, såsom overdrev og heder, er habitattyper, der har størst potentiale for at understøtte bestøvers krav til både redehabitat, føderessource og overvintringshabitat, særligt hvis arealerne plejes i form af eksempelvis ekstensiv afgræsning. Fugtige eller våde arealer såsom enge, moser og søer kan også have en høj værdi, primært som føderessource for bestøvere. Dette gælder særligt, hvis der sker en ekstensiv driftspleje på arealerne, der tilskynder en mangfoldig blomsterflora. Lineære småbiotoper såsom tørre markveje, vejrabatter, markbræmmer og levende

hegn kan have et højt potentiale som føderessource, redehabitat og overvintringshabitat, hvis randpåvirkningen og driftsformen i habitaterne ikke resulterer i kraftige forstyrrelser og homogene blomsterfattige plantesamfund. De kan fungere som konfigorative elementer, der skaber grønne korridorer mellem udyrkede arealer på tværs af landbrugslandskabet, hvilket muliggør en højere mobilitet for arterne. Våde typer af lineære småbiotoper, såsom vandløbsbræmmer, har også potentiale for at være en vigtig føderessource for bestøvere, hvis randpåvirkningen og plejen af arealerne ikke resulterer i kraftige forstyrrelser og homogene blomsterfattige plantesamfund.

Næst efter bevaring og beskyttelse af eksisterende habitater, har etablering af permanente seminaturlige habitater, den største værdi for landbrugslandskabets bestøvere. Komposition, konfiguration og funktionalitet har alle betydning for habitaternes værdi. De mest værdifulde habitater udgør en økologisk kontrast i landskabet (høj kompleksitet af komposition), og placeringen i landskabet påvirker habitatets funktion som korridor mellem lignende eller andre habitater (konfiguration). Dertil er en varig bestøvervenlig drift (funktionalitet) relevant for at understøtte en fremtidig og potentielt stigende ressourcerværdi for bestøvere.

Størstedelen af landbrugslandskabet består af marker, der veksler i intensiteten af omdrift. Selvom den bedste understøttelse af biodiversiteten findes udenfor markerne, kan der stadig være flere gavnlige tiltag i markfladen for bestøvere. At dyrke arealerne økologisk øger generelt diversiteten af blomsterplanter, til gavn for bestøvere, hvilket særligt afhænger af, hvor længe arealerne er dyrket økologisk. Derudover er der en positiv effekt på insekter ved, at der ikke bruges sprøjtemidler på arealerne. Brakarealer kan fungere som en vigtig føderessource og som rede- og overvintringshabitat i den tid, de eksisterer. Beskyttet natur, hvor der hverken må gødes eller sprøjtes, anses som højværdifulde seminaturlige habitater. Permanente græsarealer, der er defineret ved at have ligget i græs længere end fem år, kan være meget varierende i driftshistorik og næringsinput, hvilket har betydning for deres egnethed som ressource for bestøvere. Ekstensivt drevne arealer kan have en vis værdi, men arealer, der er drevet med et højt input af næringsstoffer og hyppige slæt, har ofte få blomsterressourcer. Græsarealer i omdrift (der har ligget i kortere tid end fem år) er oftest dyrket med højt næringsinput og op til seks årlige slæt, hvorfor de ofte har få blomsterressourcer, og dermed har lav værdi for bestøvere. Blomsterstriber og blomsterbrak kan øge mængden af føderessourcer i omdriftsarealerne i den tid de eksisterer. Effekten afhænger i høj grad af, hvor mange blomsterplanter der etableres, og hvor længe arealerne får lov at stå. De vurderes i ringe omfang at fungere som redehabitat. Et fokus på at øge afgrødediversiteten og placere blomstrende afgrøder nær seminaturlige habitater kan være et godt og enkelt supplement til at skabe flere kortvarige føderessourcer i landskabet om end effekten er lav.

Det er vigtigt, at der fortsat undersøges alle aspekter af biers habitatbehov, særligt hvad angår præferencer for rede- og overvintringshabitater.

## 7 Input til simuleringsdelen

Dette afsnit handler om at bidrage med konkrete input til udviklingen af ALMaSS-scenarier i forbindelse med simuleringsarbejdet i EcoMetric. Når scenarier udvikles i ALMaSS, inkluderer det ændringer af dynamiske landskaber, som bl.a. simulerer vegetationsvækst, vejr og rotationsplaner for afgrøder på lang tidslig skala (>30 år). Ændringer af disse landskaber kan for eksempel inkludere tilføjelsen af landbrugs-tiltag eller ændret drift/pleje af levende hegn og ekstensive græsarealer, formen og størrelsen på marker, anvendte afgrøder i rotation og andel af brakareal. Dette giver et godt grundlag for, at kunne forudsige effekten af forskellige elementer på populationsudviklingen af indikatorarter for biodiversitet. Hvad der kan være sværere at udlede, er hvilket omfang, elementerne skal implementeres i for at have en effekt. Med en nuværende forventning om, at scenarier implementeres på en høj-middel-lav skala (med forbehold for ændringer, da dette arbejde udføres sideløbende med og umiddelbart efter udarbejdelse af denne rapport), præsenteres i nedenstående Tabel 7.1, en opsummering på den funktionelle værdi, som forskellige landskabselementer har for bestøvere, baseret på de anvendte kilder fra denne rapport. Dette er tænkt som en rettesnor for, hvad der karakteriserer en hhv. høj, middel og lav værdi af elementer i scenarierne. Dertil er der suppleret med kildernes beskrivelse af kategorierne komposition, konfiguration og funktionalitet, hvilket ikke reflekterer en prioritering af elementer, men blot er ment som supplement og opslagsværk. For en overordnet prioritering henvises til konklusionen på litteraturudredningen i afsnit 6.

**Tabel 7.1:** Prioritering og værdikategorisering af landskabselementer i biodiversitetsfremmende landskaber med henblik på simuleringsscenarier. For hvert element er der angivet relevante underkategorier, som har betydning for dets effekt for bestøvere. Elementets funktionelle værdi er kategoriseret lav, middel eller høj. Elementets værdi som føde- eller redehabitat er ligeledes inddelt i lav, middel eller høj kategoriseret med hhv. 3, 2 og 1. Angivet med eksempler fra litteraturen.

| Element                                        | Underkategorier                    | Funktionelle værdi | Primær funktion                                      | Kilder                                                                                                                                 |
|------------------------------------------------|------------------------------------|--------------------|------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Tørre seminaturlige habitater (hede, overdrev) | Afgræssede seminaturlige habitater | Høj                | Føderesource <sup>1</sup> , redehabitat <sup>1</sup> | Bonavent et al., 2023; Maurer et al., 2022; Albrecht et al., 2023; Boetzl et al., 2021; Lye et al., 2009; Sydenham et al., 2023        |
|                                                | Seminaturlige habitater med slæt   | Høj                | Føderesource <sup>1</sup> , redehabitat <sup>1</sup> | Maurer et al., 2022; Albrecht et al., 2023; Boetzl et al., 2021; Bruppacher et al., 2016; Lye et al., 2009; Sydenham et al., 2023      |
|                                                | Uplejede seminaturlige habitater   | Middel             | Føderesource <sup>2</sup> , redehabitat <sup>2</sup> | Bonavent et al., 2023; Maurer et al., 2022; Albrecht et al., 2023; Lye et al., 2009; Sydenham et al., 2023                             |
| Våde seminaturlige habitater (eng, mose)       | Afgræssede seminaturlige habitater | Høj                | Føderesource <sup>1</sup> , redehabitat <sup>3</sup> | Morón et al., 2008; Vickruck et al., 2019; Cohen et al., 2024; Cole et al., 2020; Sydenham et al., 2023                                |
|                                                | Seminaturlige habitater med slæt   | Høj                | Føderesource <sup>1</sup> , redehabitat <sup>3</sup> |                                                                                                                                        |
|                                                | Uplejede seminaturlige habitater   | Lav                | Føderesource <sup>2</sup> , redehabitat <sup>3</sup> |                                                                                                                                        |
| Våde seminaturlige habitater (vandhuller)      | Artsrige vandhuller                | Middel             | Føderesource <sup>2</sup> , redehabitat <sup>3</sup> | Lozada-Gobilard et al., 2021; Vickruck et al., 2019; Walton et al., 2021; Cole et al., 2020; Sydenham et al., 2023; Cohen et al., 2024 |
|                                                | Artsfattige vandhuller             | Lav                | Føderesource <sup>1</sup>                            |                                                                                                                                        |

|                                                                                  |                                            |        |                                                                   |                                                                                                                                                                   |
|----------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------|--------|-------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Tørre ur-<br>teprægede<br>lineære ha-<br>bitater<br>(bræmmer,<br>markveje)       | Plejede                                    | Høj    | Føderes-<br>source <sup>1</sup> , rede-<br>habitat <sup>1</sup>   | Martínez-Núñez et al., 2022;<br>Königslöw et al., 2021; Jachula<br>et al., 2021; Lye et al., 2009; Cole<br>et al., 2020; Sydenham et al.,<br>2023                 |
|                                                                                  | Uplejede                                   | Middel | Føderes-<br>source <sup>2</sup> , rede-<br>habitat <sup>2</sup>   |                                                                                                                                                                   |
| Våde ur-<br>teprægede<br>lineære ha-<br>bitater (f.eks.<br>vandløbs-<br>bræmmer) | Plejede                                    | Middel | Føderes-<br>source <sup>2</sup> , rede-<br>habitat <sup>3</sup>   | Cole et al., 2015; Cole et al.,<br>2017; Cole et al., 2020;<br>McCracken et al., 2012                                                                             |
|                                                                                  | Uplejede                                   | Lav    | Føderes-<br>source <sup>3</sup> , rede-<br>habitat <sup>3</sup> , |                                                                                                                                                                   |
| Levende<br>hegn/skov-<br>kant                                                    | Artsrige levende<br>hegn                   | Middel | Føderes-<br>source <sup>2</sup> , rede-<br>habitat <sup>2</sup>   | Morandín & Kremen, 2013;<br>Image et al., 2023; Königslöw et<br>al., 2022; Jachula et al., 2021;<br>Lye et al., 2009; Cole et al., 2020;<br>Sydenham et al., 2023 |
|                                                                                  | Artsfattige le-<br>vende<br>hegn           | Lav    | Føderes-<br>source <sup>3</sup> , rede-<br>habitat <sup>2</sup>   |                                                                                                                                                                   |
| Græs og<br>brak                                                                  | Brak                                       | Høj    | Føderes-<br>source <sup>1</sup> , rede-<br>habitat <sup>2</sup>   | Jachula et al., 2021; Martínez-<br>Núñez et al., 2022; Cole et al.,<br>2020                                                                                       |
|                                                                                  | Permanent græs<br>(græsning, slå-<br>ning) | Lav    | Føderes-<br>source <sup>2</sup> , rede-<br>habitat <sup>2</sup>   | Maurer et al., 2022; Bruppacher<br>et al., 2016; Cole et al., 2017                                                                                                |
|                                                                                  | Græs, omdrift                              | Lav    | Føderes-<br>source <sup>3</sup> , rede-<br>habitat <sup>3</sup>   | Albrecht et al., 2023; Maurer et<br>al., 2022; Cole et al., 2017; Cole<br>et al., 2015; Alison et al., 2021                                                       |

|                                   |                           |     |                                                        |                                                                                                                                                                                                                                      |
|-----------------------------------|---------------------------|-----|--------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Blomsterstriber/blomsterbrak      | Artsrige flerårige        | Lav | Føderes-source <sup>1</sup> , red habitat <sup>3</sup> | Königslöw et al., 2021; Maurer et al., 2022; Boetzl et al., 2021; Königslöw et al., 2022; Schmied et al., 2022; Nichols et al., 2022                                                                                                 |
|                                   | Artsrige enårige          | Lav | Føderes-source <sup>2</sup>                            | Image et al., 2023; Boetzl et al., 2021; Ganser et al., 2021                                                                                                                                                                         |
|                                   | Artsfattige               | Lav | Føderes-source <sup>3</sup>                            | Image et al., 2023; Nichols et al., 2022; Ganser et al., 2019                                                                                                                                                                        |
| Polykulturer, høj afgrøderotation |                           | Lav | Føderes-source <sup>3</sup>                            | Boetzl et al., 2022; Martínez-Núñez et al., 2022; Brandmeier et al., 2023; Järvinen et al., 2022                                                                                                                                     |
| Økologi                           | Gammel omlægning (+10 år) | Lav | Føderes-source <sup>2</sup>                            | Carrié et al., 2024; Stein-Bachinger et al., 2021; Holzschuh et al., 2008; Power et al., 2012; Gayer et al., 2021; Holzschuh et al., 2008; Holzschuh et al., 2013; Sirami et al., 2019; Brandmeier et al., 2023; Boetzl et al., 2023 |
|                                   | Ny-omlagt (0-10 år)       | Lav | Føderes-source <sup>3</sup>                            |                                                                                                                                                                                                                                      |
|                                   | Blomstrende afgrøder      | Lav | Føderes-source <sup>2</sup>                            |                                                                                                                                                                                                                                      |
|                                   | Vindbestøvede afgrøder    | Lav | Føderes-source <sup>3</sup>                            |                                                                                                                                                                                                                                      |

**Tabel 7.2:** Liste af kompositionelle landskabselementer i biodiversitetsfremmende landskaber med henblik på simuleringsscenarier. Angivet med eksempler fra litteraturen på hvilket omfang elementet optræder i og dertilhørende kilder. Decimaler er afrundet for læsevenlighed. Der henvises til kilderne for eksakte værdier.

| Element                 | Eksempel                                                                                                                                                              | Kilder                  |
|-------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------|
| Seminaturlige habitater | Det dyrkede areal udgjorde 17% - 88% i landskaber af 1 km's radius. Særlig stor positiv effekt af seminaturlige habitater i landskaber med høj andel af dyrket areal. | Maurer et al., 2022     |
|                         | Andelen af seminaturligt habitat varierede fra 3,6% - 25,0% mellem landskaberne.                                                                                      | Boetzl et al., 2021     |
|                         | Ca. 1% - 20% seminaturlige habitater i landskabet.                                                                                                                    | Bruppacher et al., 2016 |
|                         | Indenfor 1.500 meter fra prøvetagning: 0% - 33% vådområder (gnm. 3,6±4,5%). 18%-99% landbrugsareal (gnm. 66±25%).                                                     | Cohen et al., 2024      |

|                              |                                                                                                                                                                                                                                                                                    |                              |
|------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------|
|                              | Område med en densitet af dødishuller på 40 pr. km <sup>2</sup> (0,01 – 3 ha i størrelse). Landskabssammensætning: 65% afgrødeareal, 17% skov, 9% græsland, 5% vand og 4% by.                                                                                                      | Lozada-Gobilard et al., 2021 |
| Græs og brak                 | Kornafgrøder dækker 72% af agerjorden og primære insekt-bestøvede afgrøder er raps og æble- kirsebærplantager. Ca. 40-90% afgrødeareal, ca.10-25% skov, 5-20% eng/græsareal, 5-10% brak og få % plantage (estimeret ud fra figur i supplerende materiale).                         | Jachula et al., 2021         |
| Lineære elementer            | Landskab domineret af æbleplantager (gnm. 53±13%) og minimum af skov (gnm. 6±7%) indenfor 500 meter af lokaliteter.                                                                                                                                                                | Königslöw et al., 2022       |
|                              | Dominerende habitattyper: intensive græsmarker (30%), neutrale græsmarker (26%), sure græsmarker (15%), hede (8%), mose (6,4%).                                                                                                                                                    | Alison et al., 2021          |
|                              | Vandløbsbræmmer placeret i intensivt drevet græsland med afgræsning og ensilage produktion.                                                                                                                                                                                        | Cole et al., 2015            |
|                              | Kornafgrøder dækker 72% af agerjorden og primære insekt-bestøvede afgrøder er raps og æble- kirsebærplantager. Landskabssammensætning: Ca. 40-90% afgrødeareal, ca.10-25% skov, 5-20% eng/græsareal, 5-10% brak og få % plantage (estimeret ud fra figur i supplerende materiale). | Jachula et al., 2021         |
| Blomsterstriber/blomsterbrak | Blomsterstriber dækkede 10% af omdriftsjorden i landskabet.                                                                                                                                                                                                                        | Buhk et al., 2018            |
|                              | Andel seminaturligt habitat varierede fra 3,6-21% i områderne med blomsterstriber og 20-36% ved områderne med kalkrige overdrev.                                                                                                                                                   | Boetzel et al., 2021         |
| Omdrift                      | Anbefaler en densitet af økologiske blomstrende afgrøder på 10%-50% i landbrugslandskabet.                                                                                                                                                                                         | Brandmeier et al., 2023      |
|                              | Andel af seminaturlige arealer varierede fra 0 til 50% i de 435 undersøgte landbrugslandskaber.                                                                                                                                                                                    | Sirami et al., 2019          |
|                              | Landskab domineret af landbrugslandskab: 45% arealandel med kornafgrøder, 11% arealandel med grøngødning. 0-15% seminaturlige græsarealer i landskabet (radius 1.5 km).                                                                                                            | Carrié et al., 2024          |

|  |                                                                                                                                                                                     |                        |
|--|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------|
|  | I en 500m radius: Andel af seminaturlige habitater varierede fra 0,6-15,5% (gnm. $7,1 \pm 4,1\%$ ). Andelen af økologiske arealer varierede fra 0,4-33,8% (gnm. $10,7 \pm 8,4\%$ ). | Holzschuh et al., 2008 |
|--|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------|

**Tabel 7.3:** Liste af konfigurative landskabselementer i biodiversitetsfremmende landskaber med henblik på simuleringsscenarier. Angivet med eksempler fra litteraturen på hvilket omfang elementet optræder i og dertilhørende kilder. Decimaler er afrundet for læsevenlighed. Der henvises til kilderne for eksakte værdier.

| Element                 | Eksempel                                                                                                                                                                                                                             | Kilder                       |
|-------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------|
| Seminaturlige habitater | 0,3-1,7 ha ekstensive græsarealer.                                                                                                                                                                                                   | Bruppacher et al., 2016      |
|                         | Kant-areal ratio af vådområder (fourageringshabitat): 0-0,3 (gnm. $0,13 \pm 0,05$ ).                                                                                                                                                 | Cohen et al., 2024           |
|                         | Størrelse af dødishuller fra 0,03-0,7 ha (gnm. $0,26 \pm 0,19$ ha).                                                                                                                                                                  | Lozada-Gobilard et al., 2021 |
|                         | Vandhuller (primært mergelgrave) var mellem 121-455 m <sup>2</sup> og under 1,3 m dybe. Margins bestående af græsland, buske og træer på gennemsnitligt 8,7 meters bredde og gennemsnitligt areal på $2700 \pm 460$ m <sup>2</sup> . | Walton et al., 2021          |
| Lineære elementer       | Skrænter, hegn og grøfter var ca. 25 meter lange med varierende bredde (typisk mellem 1-3 meter). Seks ud af ni lokaliteter var sammenkoblet med tilstødende levende hegn.                                                           | Königslöw et al., 2021       |
|                         | Tre kategorier af vandløbsbræmmer: 1. nul meters bredde uden intensiv afgræsning, 2. 1-3,5 meters breddes uden afgræsning og 3. >5 meters bredde uden afgræsning.                                                                    | Cole et al., 2015            |
|                         | Gennemsnitlig markstørrelse på 8 ha.                                                                                                                                                                                                 | Jachula et al., 2021         |
|                         | Gennemsnitlig kantdensitet af levende hegn og skovkanter i: Intensive græslande = 187 m/ha, Afgrødedominerede landskaber: 228 m/ha.                                                                                                  | Alison et al., 2021          |
|                         | Nyetablerede græsbræmmer i forbindelse med seminaturlige græsarealer og op til 175 meter ud i nærliggende omdriftsarealer.                                                                                                           | Maas et al., 2021            |

|                              |                                                                                                                                                   |                        |
|------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------|
| Lineære elementer            | Kantdensitet på ca. 300 til 750 m/ha.                                                                                                             | Holzschuh et al., 2010 |
|                              | Kantdensitet fra 51 meter/ha op til 157 meter/ha (blomsterstriber, levende hegn og skovkanter).                                                   | Maurer et al., 2022    |
|                              | Kantdensitet fra få meter/ha op til næsten 700 meter/ha.                                                                                          | Hass et al., 2018      |
| Blomsterstriber/blomsterbrak | Kantdensitet fra 51 meter/ha op til 157 meter/ha (blomsterstriber, levende hegn og skovkanter).                                                   | Maurer et al., 2022    |
|                              | Blomsterstriberne størrelse varierede fra 0,29 ha – 2,92 ha. Størrelsen havde ingen effekt på diversiteten af bestøvere i blomsterstriberne.      | Boetzi et al., 2021    |
|                              | Blomsterstriber med længde på mellem 20 og 30 meter og bredde mellem 1,5 og 2,5 meter.                                                            | Königslöw et al., 2021 |
| Omdrift                      | Størrelsen af marker i undersøgelsen varierede fra 1,8-47,8 ha (gnm. 12,9±3,9 ha).                                                                | Boetzi et al., 2023    |
|                              | Forskellige afstande mellem konventionelle rapsmarker og seminaturlige græssletter. A: 1-15 meter, B: gnm. 481±9 meter og C: gnm. 1.600±60 meter. | Holzschuh et al., 2013 |
|                              | Den gennemsnitlige markstørrelse var mellem 1 til 12 ha på tværs af de 435 undersøgte landbrugslandskaber.                                        | Sirami et al., 2019    |
|                              | Undersøgte bedrifter bestod primært af bedrifter med både husdyr og planteavl og med en kombination af kornafgrøder og græsarealer.               | Carrié et al., 2024    |

**Tabel 7.4.** Liste af Funktionelle landskabselementer i biodiversitetsfremmende landskaber med henblik på simuleringsscenarier. Angivet med eksempler fra litteraturen og dertilhørende kilder. Decimaler er afrundet for læsevenlighed. Der henvises til kilderne for eksakte værdier.

| Element                 | Eksempel                                                                                                                                                                                                                                                     | Kilder                       |
|-------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------|
| Seminaturlige habitater | Seminaturlige habitater bestod af skrænter, markkanter og grøftekanter og blev drevet på konventionel vis med slåning og evt. sprøjtning.                                                                                                                    | Königslöw et al., 2021       |
|                         | Ekstensivt drevne græsarealer: ingen slået før 15 juni, typisk en til to slået om året og ingen tilførsel af næringsstoffer .                                                                                                                                | Albrecht et al., 2023        |
|                         | Kalkrige overdrev: græsning eller slåning en gang om året efter juni. > 20 år.                                                                                                                                                                               | Boetzel et al., 2021         |
|                         | Ekstensiv græsarealer uden næringsstofftilførsel med forskellige slåningsregimer. 1. ingen slåning før 20 juni, 2. ingen slåning før 15 juli og 3. Bevaring af 10-20% uslåede arealer. De fleste arealer indeholdt 25-35 plantearter pr. 16 m <sup>2</sup> . | Bruppacher et al., 2016      |
|                         | Tre typer af vandhuller: 1. plejede vandhuller var åbne og i tidligt successionsstadiet (gsm. 49 blomsterarter) , 2. tidligere tilgroede og nyligt restaurerede vandhuller (44 blomsterarter) og 3. tilgroede vandhuller (33 blomsterarter).                 | Walton et al., 2021          |
|                         | Tidvise til (semi) permanente vanddække i dødishuller.                                                                                                                                                                                                       | Lozada-Gobilard et al., 2021 |
| Græs og brak            | Artsrigdom af nektarproducerende flora i brakarealer: 27,7±9,9 arter.                                                                                                                                                                                        | Jachula et al., 2021         |
|                         | Rumlig og tidlig heterogenitet i seminaturlige habitater (herunder brak) var lige betydende for bestemmelsen af bestøver artsrigdom.                                                                                                                         | Martínez-Núñez et al., 2022  |
|                         | Intensivt afgræssede græsmarker.                                                                                                                                                                                                                             | Cole et al., 2015            |
|                         | Intensive græsarealer: typisk 150-200 kg N pr. ha og op til fem-seks slået om året. Ekstensiv græsarealer: Forbud mod sprøjtning og gødning og tidligst slåning fra d. 15 juni.                                                                              | Albrecht et al., 2023        |
|                         | Rumlig og tidlig heterogenitet i seminaturlige habitater var lige betydende for bestemmelsen af bestøver artsrigdom.                                                                                                                                         | Martínez-Núñez et al., 2022  |

|                              |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   |                        |
|------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------|
| Lineære elementer            | Artsrigdom af nektarproducerende flora i: levende hegn og træsamlinger = gnm. 21,2±3,2 arter, Vejkanter = gnm. 19,8±7,1 arter, Banestrækninger = gnm. 58,9±25,9 arter, markkanter = gnm. 55,5±17,9.                                                                                                                                                                                                               | Jachula et al., 2021   |
| Lineære elementer            | Driftssystem og sammensætning i undersøgte habitater: Vejkanter = slået urtepræget kant mod vejen og indre kant med buskads, åbent levende hegn = med store huller og med primært engriflet hvidtjørn og bøg, lukket levende hegn = kompakt med primært engriflet hvidtjørn og bøg, vandløbsbræmmer = uglejede naturlig etableret vegetation langs vandløb. Derudover uglejede nåletræ og løvfældende skovkanter. | Cole et al., 2017      |
|                              | Frø sammensætning af nyetablerede græsbræmmer efterliggende de hyppigst forekommende arter i tilknyttede seminaturlige græsarealer (34% græsarter, 51% urtearter og 15% arter af ærteblomster).                                                                                                                                                                                                                   | Maas et al., 2021      |
|                              | Tilgroede skrænter, tilgroede hegn og tilgroede grøfter                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                           | Königslöw et al., 2022 |
| Blomsterstriber/blomsterbrak | Forskel mellem typer af blomsterstriber og kontrol: nyetableret = 1 år gammel og 1 år siden jordforstyrrelse og uden drift, Genopfrisket = >6 år gammel og 1 år siden jordforstyrrelse og uden drift, Ældre = >6 år gammel og >6 år siden jordforstyrrelse og slåning hvert år efter juni, kontrol = >>20 år kalkrigt overdrev med græsning eller slåning en gang om året efter juni.                             | Boetzel et al., 2021   |
|                              | Flerårig artsrig frøblanding med hjemmehørende og kultiverede arter. Striberne blev slået i vinteren mellem de to undersøgte år.                                                                                                                                                                                                                                                                                  | Königslöw et al., 2021 |
| Omdrift                      | 23 arter af blomstrende planter i marken foruden de såede kløverarter.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                            | Boetzel et al., 2023   |
|                              | Kornafgrøder dominerede i den økologiske drift (gnm. 73,5±4,3%). Andel blomstrende afgrøder (raps, hestebønner og kartofler) var gnm. 22,4±4,8%.                                                                                                                                                                                                                                                                  | Holzschuh et al., 2008 |
|                              | Temporal forskel i tid efter omlægning til økologi: 0 år, 1-11 år, 20-35 år.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      | Carrié et al., 2024    |

## 8 Referencer

- Albrecht, M. et al., 2023. Grassland extensification enhances nest densities of ground-nesting wild bees. *Journal of Applied Ecology*, 60(12), 2550-2560.
- Alison, J. et al., 2021. Woodland, cropland and hedgerows promote pollinator abundance in intensive grassland landscapes, with saturating benefits of flower cover. *Journal of Applied Ecology*, 59(1), 342-354.
- Andersen, A. H. et al., 2025. EFFEKTER AF BIODIVERSITETSFREMMEDE LANDBRUGSTILTAG PÅ FUGLE I LANDBRUGSLANDET. *Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi*, Årgang 335.
- Antoine, C. M. & Forrest, J. R. K., 2021. Nesting habitat of ground-nesting bees: a review. *Ecological Entomology*, 46(2), 143-159.
- Bailey, S. et al., 2014. Distance from forest edge affects bee pollinators in oilseed rape fields. *Ecology and Evolution*, 4(4), 370-380.
- Batáry, P. et al., 2020. Biologia Futura: landscape perspectives on farmland biodiversity conservation. *BIOLOGIA FUTURA*, Årgang 71,s.9-18.
- Bengtsson, J. et al., 2019. Grasslands—more important for ecosystem services than you might think. *ECOSPHERE*, 10(2).
- Bergkvist, G. et al., 2011. Clover cover crops under- sown in winter wheat increase yield of subsequent spring barley - Effect of N dose and companion grass. *Field Crops Research*, 120(2), 292-298.
- Billeter, R. et al., 2008. Indicators for Biodiversity in Agricultural Landscapes: A Pan-European Study. *Journal of Applied Ecology*, 45(1), 141-150.
- Bishop, G. A. et al., 2023. Hedgerows have contrasting effects on pollinators and natural enemies and limited spillover effects on apple production. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Årgang 346.
- Boetzel, F. A. et al., 2021. A multitaxa assessment of the effectiveness of agri-environmental schemes for biodiversity management. *PNAS*, 118(10).
- Boetzel, F. A., Krimmer, E., Holzschuh, A. & Krauss, J., 2022. Arthropod overwintering in agri-environmental scheme flowering fields differs among pollinators and natural enemies. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Årgang 330.
- Boetzel, F. A. et al., 2023. Undersowing oats with clovers supports pollinators and suppresses arable weeds without reducing yields. *Journal of Applied Ecology*, 60(4), 614-623.
- Bonavent, C. et al., 2023. Grazing by semi-feral cattle and horses supports plant species richness and uniqueness in grasslands. *Applied Vegetation Science*, 26(1).
- Brandmeier, J. et al., 2021. Intercropping in high input agriculture supports arthropod diversity without risking significant yield losses. *Basic and Applied Ecology*, Årgang 53, 26-38.
- Brandmeier, J., Reininghaus, H. & Scherber, C., 2023. Multispecies crop mixtures increase insect biodiversity in an intercropping experiment. *Ecological Solutions and Evidence*, 4(3), 1-12.
- Bruppacher, L., Pellet, J., Arlettaz, R. & Humbert, J.-Y., 2016. Simple modifications of mowing regime promote butterflies in extensively managed meadows: Evidence from field-scale experiments. *Biological Conservation*, Årgang 196, 196-202.
- Bucher, R. et al., 2016. Biodiversity in low-intensity pastures, straw meadows, and fallows of a fen area—A multitrophic comparison. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Årgang 219, 190-196.

- Buhk, C. et al., 2018. Flower strip networks offer promising long term effects on pollinator species richness in intensively cultivated agricultural areas. *BMC Ecology*, 18(55).
- Buzhdygan, O. Y. & Petermann, J. S., 2023. Multitrophic biodiversity enhances ecosystem functions, services and ecological intensification in agriculture. *Journal of Plant Ecology*, 16(6).
- Byrne, F. & delBarco-Trillo, J., 2019. The effect of management practices on bumblebee densities in hedgerow and grassland habitats. *Basic and Applied Ecology*, Årgang 35, 28-33.
- Bänsch, S., Tschardt, T., Gabriel, D. & Westphal, C., 2021. Crop pollination services: Complementary resource use by social vs solitary bees facing crops with contrasting flower supply. *Journal of Applied Ecology*, 58(3), 476-485.
- Carrié, R., Smith, H. G. & Ekroos, J., 2024. Sensitivity to agricultural inputs and dispersal limitation determine the response of arable plants to time since transition to organic farming. *Journal of Applied Ecology*, 61(6), 1227-1242.
- Cohen, A. L., Devries, J. H. & Galpern, P., 2024. Wetland cover in agricultural landscapes is positively associated with bumblebee abundance. *Insect Conservation and Diversity*, 17(1), 112-127.
- Cole, L. J. et al., 2015. Riparian buffer strips: Their role in the conservation of insect pollinators in intensive grassland systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 207-220.
- Cole, L. J. et al., 2015. Riparian buffer strips: Their role in the conservation of insect pollinators in intensive grassland systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Årgang 211, 207-220.
- Cole, L. J. et al., 2017. Exploring the interactions between resource availability and the utilisation of semi-natural habitats by insect pollinators in an intensive agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Årgang 246, 157-167.
- Cole, L. J. et al., 2020. A critical analysis of the potential for EU Common Agricultural Policy measures to support wild pollinators on farmland. *Journal of Applied Ecology*, 57(4), 681-694.
- Concepción, E. D. et al., 2012. Interactive effects of landscape context constrain the effectiveness of local agri-environmental management. *Journal of Applied Ecology*, 49(3), 695-705.
- Dainese, M., Martin, E. A., Aizen, M. A. & Albrecht, M., 2019. A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. *Science Advances*, 5(10).
- Dalgaard, T., Bruus, M., Clausen, K. K. & Oddergaard, M. V., 2023. *Miljø-, klima-, og biodiversitetseffekter af små marker*, s.l.: Rådgivningsnotat fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug.
- Dalgaard, T. et al., 2020. *BIODIVERSITETSVIRKEMIDLER PÅ DANSKE LANDBRUGS- OG SKOVREJSNINGSAREALER*, s.l.: DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug.
- Danmarks Statistik, 2021. *Arealopgørelse*. [Online]  
Tilgængelig på: <https://www.dst.dk/da/Statistik/emner/miljoe-og-energi/areal/arealopgoerelser>  
[Senest hentet eller vist den 31 03 2025].
- Desaegher, J., Sheeran, D. & Ouin, A., 2021. Optimising spatial distribution of mass-flowering patches at the landscape scale to increase crop pollination. *Journal of Applied Ecology*, 58(9), 1876-1887.
- Dicks, L. V. et al., 2015. How much flower-rich habitat is enough for wild pollinators? Answering a key policy question with incomplete knowledge. *Ecological Entomology*, 40(S1), 22-35.
- Dicks, L. V., Showler, D. A. & Sutherland, W. J., 2022. *BEE CONSERVATION: Evidence for the effects of interventions*. Pelagic Publishing.
- Eeraerts, M. & Isaacs, R., 2023. Different semi-natural habitat types provide complementary nesting resources for wild bees. *Journal of Pollination Ecology*, 34(Special Issue), 101-107.

Ejrnæs, R. et al., 2021. Danmarks biodiversitet 2020 – Tilstand og udvikling. *Aarhus Universitet, DCE Nationalt Center for Miljø og Energi*, Årgang 465.

European Commission, 2018. *Pollinators*. [Online]  
Tilgængelig på: [https://environment.ec.europa.eu/topics/nature-and-biodiversity/pollinators\\_en](https://environment.ec.europa.eu/topics/nature-and-biodiversity/pollinators_en)  
[Senest hentet eller vist den 09 03 2025].

European Commission, 2020. *Biodiversity strategy for 2030*. [Online]  
Tilgængelig på: [https://environment.ec.europa.eu/strategy/biodiversity-strategy-2030\\_en](https://environment.ec.europa.eu/strategy/biodiversity-strategy-2030_en)  
[Senest hentet eller vist den 09 03 2025].

Fahrig, L., 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, 40(9), 1649-1663.

Fijen, T. P. M. et al., 2019. Effects of landscape complexity on pollinators are moderated by pollinators' association with mass- flowering crops. *Proceedings of the Royal Society B*, 286(1900).

Ganser, D., Albrecht, M. & Knop, E., 2021. Wildflower strips enhance wild bee reproductive success. *Journal of Applied Ecology*, 58(3), 486-495.

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

Garcia-Vega, D. et al., 2024. A safe agricultural space for biodiversity. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, Årgang 8.

Gardein, H., Fabian, Y., Westphal, C. & Tschardtke, T., 2022. Ground-nesting bees prefer bare ground areas on calcareous grasslands. *Global Ecology and Conservation*, Årgang 39.

Gardner, E. et al., 2021. Field boundary features can stabilise bee populations and the pollination of mass- flowering crops in rotational systems. *Journal of Applied Ecology*, 58(10), 2287-2304.

Garibaldi, L. A. et al., 2021. Working landscapes need at least 20% native habitat. *Conservation Letters*, 14(2).

Gayer, C. et al., 2021. Flowering fields, organic farming and edge habitats promote diversity of plants and arthropods on arable land. *Journal of Applied Ecology*, 58(6), 1155-1166.

Greenleaf, S. S., Williams, N. M., Winfree, R. & Kremen, C., 2007. Bee foraging ranges and their relationship to body size. *Oecologia*, Årgang 153, 589-596.

Harmon-Threatt, A., 2020. Influence of nesting characteristics on health of wild bee communities. *Annual Review of Entomology*, Årgang 65, 39-56.

Hartfield, C., 2023. A practitioner's perspective on what we know about safeguarding pollinators on farmland. *Journal of Pollination Ecology*, Årgang 34.

Hass, A. L. et al., 2018. Landscape configurational heterogeneity by small-scale agriculture, not crop diversity, maintains pollinators and plant reproduction in western Europe. *PROCEEDINGS OF THE ROYAL SOCIETY B*, 285(1872).

Hederström, V. et al., 2024. Pollinator-mediated effects of landscape-scale land use on grassland plant community composition and ecosystem - seven hypotheses. *Biological Reviews*, 99(3), 675-698.

Holzschuh, A. et al., 2016. Mass-flowering crops dilute pollinator abundance in agricultural landscapes across Europe. *Ecology Letters*, 19(10), 1228-1236.

Holzschuh, A., Dormann, C. F., Tschardtke, T. & Steffan-Dewenter, I., 2013. Mass-flowering crops enhance wild bee abundance. *Oecologia*, Årgang 172, 477-484.

- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I. & Tschardtke, T., 2008. Agricultural landscapes with organic crops support higher pollinator diversity. *OIKOS*, 117(3), 354-361.
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I. & Tschardtke, T., 2010. How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids?. *Journal of Animal Ecology*, 79(2), 491-500.
- Hopfenmüller, S., Steffan-Dewenter, I. & Holzschuh, A., 2014. Trait-Specific Responses of Wild Bee Communities to Landscape Composition, Configuration and Local Factors. *PLOS ONE*, 9(8).
- Haaland, C., Naisbit, R. E. & Bersier, L.-F., 2011. Sown wildflower strips for insect conservation: a review. *Insect Conservation and Diversity*, 4(1), 60-80.
- Image, M. et al., 2023. Which interventions contribute most to the net effect of England's agri-environment schemes on pollination services?. *Landscape Ecology*, Årgang 38, 271-291.
- Jachowicz, N. & Sigsgaard, L., 2025. Highly diverse flower strips promote natural enemies more in annual field crops: A review and meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Årgang 381.
- Jachula, J., Denisow, B. & Wrzesien, M., 2021. Habitat heterogeneity helps to mitigate pollinator nectar sugar deficit and discontinuity in an agricultural landscape. *Science of the Total Environment*, Årgang 782.
- Johansen, L. et al., 2019. Traditional semi-natural grassland management with heterogeneous mowing times enhances flower resources for pollinators in agricultural landscapes. *Global Ecology and Conservation*, Årgang 18.
- Järvinen, A., Himanen, S. J., Raiskio, S. & Hyvönen, T., 2022. Intercropping of insect-pollinated crops supports a characteristic pollinator assemblage. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Årgang 332.
- Kavanagh, S. et al., 2023. Protecting Farmland Pollinators: Whole Farm Scorecard - Experiences and Recommendations. *Journal of Pollination Ecology*, Årgang 34.
- Kells, A. R. & Goulson, D., 2003. Preferred nesting sites of bumblebee queens (Hymenoptera: Apidae) in agroecosystems in the UK. *Biological Conservation*, 109(2), 165-174.
- Kennedy, C. M. et al., 2013. A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecology Letters*, 16(5), 584-599.
- Klein, A.-M. et al., 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of The Royal Society B*, 274(1608), 303-313.
- Kremen, C., Albrecht, M. & Ponisio, L., 2019. RESTORING POLLINATOR COMMUNITIES AND POLLINATION SERVICES IN HEDGEROWS IN INTENSIVELY MANAGED AGRICULTURAL LANDSCAPES. I: *The Ecology of Hedgerows and Field Margins*. s.l.:Routledge, 163-185.
- Kremen, C. & M'Gonigle, L. K., 2015. Small-scale restoration in intensive agricultural landscapes supports more specialized and less mobile pollinator species. *Journal of Applied Ecology*, 52(3), 602-610.
- Königslöw, V. v., Fornoff, F. & Klein, A.-M., 2022. Wild bee communities benefit from temporal complementarity of hedges and flower strips in apple orchards. *Journal of Applied Ecology*, 59(11), 2814-2824.
- Königslöw, V. v., Mupepele, A.-C. & Klein, A.-M., 2021. Overlooked jewels: Existing habitat patches complement sown flower strips to conserve pollinators. *Biological Conservation*, Årgang 261.
- Lagerquist, E. et al., 2022. Temporal and Spatial Positioning of Service Crops in Cereals Affects Yield and Weed Control. *Agriculture*, 12(9).

- Lichtenberg, E. M., Kennedy, C. M. & Kremen, C., 2017. A global synthesis of the effects of diversified farming systems on arthropod diversity within fields and across agricultural landscapes. *Global Change Biology*, 23(11), 4946-4957.
- Liczner, A. R. & Colla, S. R., 2019. A systematic review of the nesting and overwintering habitat of bumble bees globally. *Journal of Insect Conservation*, Årgang 23, 787-801.
- Lozada-Gobilard, S. et al., 2021. Habitat quality and connectivity in kettle holes enhance bee diversity in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Årgang 319.
- Lye, G. et al., 2009. Assessing the value of Rural Stewardship schemes for providing foraging resources and nesting habitat for bumblebee queens (Hymenoptera: Apidae). *Biological Conservation*, Årgang 142, 2023-2032.
- Maher, S., Manco, F. & Ings, T. C., 2019. Using citizen science to examine the nesting ecology of ground-nesting bees. *Ecosphere*, 10(10).
- Martin, E. A. et al., 2019. The interplay of landscape composition and configuration: new pathways to manage functional biodiversity and agroecosystem services across Europe. *Ecology Letters*, 22(7), 1083-1094.
- Martínez-Núñez, C. et al., 2022. Temporal and spatial heterogeneity of semi-natural habitat, but not crop diversity, is correlated with landscape pollinator richness. *Journal of Applied Ecology*, 59(5), 1258-1267.
- Maurer, C. et al., 2022. Different types of semi-natural habitat are required to sustain diverse wild bee communities across agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 59(10), 2604-2615.
- McCracken, D. I., Cole, L. J., Harrison, W. & Robertson, D., 2012. Improving the Farmland Biodiversity Value of Riparian Buffer Strips: Conflicts and Compromises. *Journal of Environmental Quality*, 41(2), 355-363.
- Meyer, M. et al., 2019. Crop identity and memory effects on aboveground arthropods in a long-term crop rotation experiment. *Ecology and Evolution*, 9(12), 7307-7323.
- Morandin, L. A. & Kremen, C., 2013. Hedgerow restoration promotes pollinator populations and exports native bees to adjacent fields. *Ecological Application*, 24(4), 829-839.
- Morón, D. et al., 2008. Diversity of wild bees in wet meadows: Implications for conservation. *Wetlands*, Årgang 28, 975-983.
- Maas, B. et al., 2021. Functional traits driving pollinator and predator responses to newly established grassland strips in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 58(8), 1728-1737.
- Neumüller, U. et al., 2022. Artificial Nesting Hills Promote Wild Bees in Agricultural Landscapes. *insects*, 13(8).
- Nicholson, C. C. et al., 2024. Pesticide use negatively affects bumble bees across European landscapes. *Nature*, Årgang 628, 355-358.
- Nicholson, C. C. et al., 2018. Flowering resources distract pollinators from crops: Model predictions from landscape simulations. *Journal of Applied Statistics*, 56(3), 618-628.
- Nichols, R. N., Holland, J. M. & Goulson, D., 2022. Can novel seed mixes provide a more diverse, abundant, earlier, and longer-lasting floral resource for bees than current mixes?. *Basic and Applied Ecology*, Årgang 60, 34-47.
- Norris, S. L. et al., 2018. Intercropping flowering plants in maize systems increases pollinator diversity. *Agricultural and Forest Entomology*, 20(2), 246-254.

- Ockermüller, E. et al., 2023. Agricultural land-use and landscape composition: Response of wild bee species in relation to their characteristic traits. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Årgang 353.
- Ouvrard, P., Transon, J. & Jacquemart, A.-L., 2018. Flower-strip agri-environment schemes provide diverse and valuable summer flower resources for pollinating insects. *Biodiversity and Conservation*, Årgang 27, 2193-2216.
- Pérez-Sánchez, A. J., Schröder, B., Dauber, J. & Hellwig, N., 2023. Flower strip effectiveness for pollinating insects in agricultural landscapes depends on established contrast in habitat quality: A meta-analysis. *Ecological Solutions and evidence*, 4(3).
- Persson, A. S. & Smith, H. G., 2013. Seasonal persistence of bumblebee populations is affected by landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Årgang 165, 201-209.
- Petersen, A. H. et al., 2024. *Mere, bedre og større natur i Danmark. Hvor, hvordan og hvor meget?*, s.l.: Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, Globe Institute, Københavns Universitet.
- Poniso, L. C., M'Gonigle, L. K. & Kremen, C., 2015. On-farm habitat restoration counters biotic homogenization in intensively managed agriculture. *Global Change Biology*, 22(2), 704-715.
- Potts, S. G. et al., 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(6), 345-353.
- Potts, S. G. et al., 2005. Role of nesting resources in organising diverse bee communities in a Mediterranean landscape. *Ecological Entomology*, 30(1), 78-85.
- Potts, S. & Willmer, P., 1997. Abiotic and biotic factors influencing nest-site selection by *Halictus rubicundus*, a ground-nesting halictine bee. *Ecological Entomology*, 22(3), 319-328.
- Power, E. F., Kelly, D. L. & Stout, C. J., 2012. Organic Farming and Landscape Structure: Effect on Insect-Pollinated Plant Diversity in Intensively Managed Grasslands. *PLOS one*, 7(5).
- Riggi, L. G., Raderschall, C. A., Fijen, T. P. & Scheper, J., 2024. Early-season mass-flowering crop cover dilutes wild bee abundance and species richness in temperate regions: A quantitative synthesis. *Journal of Applied Ecology*, 61(3), 452-464.
- Rundlöf, M. et al., 2015. Seed coating with a neonicotinoid insecticide negatively affects wild bees. *Nature*, Årgang 521, 77-80.
- Sardiñas, H. S. & Kremen, C., 2014. Evaluating nesting microhabitat for ground-nesting bees using emergence traps. *Basic and Applied Ecology*, 15(2), 161-168.
- Sardiñas, H. S., Poniso, L. C. & Kremen, C., 2016. Hedgerow presence does not enhance indicators of nest-site habitat quality or nesting rates of ground-nesting bees. *Restoration Ecology*, 24(4), 499-505.
- Schelhorn, N. A., Gagic, V. & Bommarco, R., 2015. Time will tell: resource continuity bolsters ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(9), 524-530.
- Scheper, J. et al., 2015. Local and landscape-level floral resources explain effects of wildflower strips on wild bees across four European countries. *Journal of Applied Ecology*, 52(5), 1165-1175.
- Scheper, J. et al., 2013. Environmental factors driving the effectiveness of European agri-environmental measures in mitigating pollinator loss – a meta-analysis. *Ecology Letters*, 16(7), 912-920.
- Scheuel, E. & Willner, W., 2016. *Taschenlexikon der Wildbienen Mitteleuropas: Alle Arten im Porträt*. Quelle & Meyer.
- Schindler, M. et al., 2013. Monitoring agricultural ecosystems by using wild bees as environmental indicators. *BioRisk*, Årgang 8, 53-71.

- Schmidt, J. H. et al., 2017. Effect of tillage, subsidiary crops and fertilisation on plant- parasitic nematodes in a range of agro- environmental conditions within Europe.. *Annals of Applied Biology*, 171(3), 477-489.
- Schmidt, N. P., O'Neal, M. E. & Singer, J. W., 2007. Alfalfa Living Mulch Advances Biological Control of Soybean Aphid. *Environmental Entomology*, 36(2), 416-424.
- Schmied, H. et al., 2022. Between perfect habitat and ecological trap: even wildflower strips mulched annually increase pollinating insect numbers in intensively used agricultural landscapes. *Journal of Insect Conservation*, Årgang 26, 425-434.
- Senapathi, D., Goddard, M. A., Kunin, W. E. & Baldock, K. C., 2017. Landscape impacts on pollinator communities in temperate systems: evidence and knowledge gaps. *Functional Ecology*, 31(1), 26-37.
- Sidemo-Holm, W., Ekroos, J. & Smith, H. G., 2021. Land sharing versus land sparing - What outcomes are compared between which land uses?. *Conservation Science and Practice*, 3(11).
- Sirami, C. et al., 2019. Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. *PNAS*, 116(33), 16442-16447.
- Steffan-Dewenter, I. et al., 2002. SCALE-DEPENDENT EFFECTS OF LANDSCAPE CONTEXT ON THREE POLLINATOR GUILDS. *Ecology - Ecological Society Of America*, 83(5), 1421-1432.
- Stein-Bachinger, K., Gottwald, F., Haub, A. & Schmidt, E., 2021. To what extent does organic farming promote species richness and abundance in temperate climates? A review. *Organic Agriculture*, Årgang 11, 1-12.
- Strandberg, B., Bruus, M. & Ejrnæs, R., 2020. Biodiversitet og Naturbeskyttelse. I: *Biodiversitetsvirkemidler på danske landbrugs- og skovrejsningsarealer*. s.l.:Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug - DCA rapport nr. 178, p. 198.
- Sullivan, M. J. P. et al., 2017. A national-scale model of linear features improves predictions of farmland biodiversity. *Journal of Applied Ecology*, 54(6), 1776-1784.
- Sutter, L. et al., 2017. Enhancing plant diversity in agricultural landscapes promotes both rare bees and dominant crop-pollinating bees through complementary increase in key floral resources. *Journal of Applied Ecology*, 54(6), 1856-1864.
- Sydenham, M. A. K. et al., 2023. *Kartlegging av naturtyper som bidrar med blomsterressurser og larvesubstrater til pollinerende insekter i Norge*. Norsk Institutt for naturforskning.
- Tschanz, P. et al., 2022. Nesting of ground-nesting bees in arable fields is not associated with tillage system per se, but with distance to field edge, crop cover, soil and landscape context. *Journal of Applied Ecology*, 60(1), 158-169.
- Tscharntke, T. et al., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity. *Ecology Letters*, Årgang 8, 857-874.
- Tsiolis, K. et al., 2022. THE IMPORTANCE OF SOIL AND VEGETATION CHARACTERISTICS FOR ESTABLISHING GROUND-NESTING BEE AGGREGATIONS. *Journal of Pollinator Ecology*, Årgang 32, 186-200.
- Tälle, M. et al., 2022. Land sharing complements land sparing in the conservation of disturbance-dependent species. *Ambio*, Årgang 52, 571-584.
- Ullman, K. S., Cane, J. H., Thorp, R. W. & Williams, N. M., 2020. Soil management for ground-nesting bees. I: *Towards sustainable crop pollination services. Measure at field, farm and landscape scales*. FAO, 23-44.

- Ullman, K. S., Meisner, M. H. & Williams, N. M., 2016. Impact of tillage on the crop pollinating, ground-nesting bee, *Peponapis pruinosa* in California. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 232(16), 240-246.
- Van Geert, A., Van Rossum, F. & Triest, L., 2010. Do linear landscape elements in farmland act as biological corridors for pollen dispersal?. *Journal of Ecology*, 98(1), 178-187.
- Vickruck, J. L. et al., 2019. Pothole wetlands provide reservoir habitat for native bees in prairie croplands. *Biological Conservation*, Årgang 232, 43-50.
- Walton, R. E., Sayer, C. D., Bennion, H. & Axmacher, J. C., 2021. Improving the pollinator pantry: Restoration and management of open farmland ponds enhances the complexity of plant-pollinator networks. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Årgang 320.
- Warzecha, D., Diekötter, T., Wolters, V. & Jauker, F., 2017. Attractiveness of wildflower mixtures for wild bees and hoverflies depends on some key plant species. *Insect Conservation and Diversity*, 11(1), 32-41.
- Westrich, P., 1996. Habitat requirements of central European bees and the problems of partial habitats. I: *The Conservation of Bees*. The Linnean Society of London and The International Bee Research Association, 1-15.
- Williams, N. M., Regetz, J. & Kremen, C., 2012. Landscape- scale resources promote colony growth but not reproductive performance of bumble bees. *Ecology*, 93(5), 1049-1058.
- Wintle, B. A. et al., 2019. Global synthesis of conservation studies reveals the importance of small habitat patches for biodiversity. *PNAS*, 116(3), 909-914.
- Zurbuchen, A. et al., 2010. Long foraging distances impose high costs on offspring production in solitary bees. *Journal of Animal Ecology*, 79(3), 674-681.

## **Om DCA**

DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug er den faglige indgang til jordbrugs- og fødevarerforskningen ved Aarhus Universitet.

Centret omfatter institutter og forskningsmiljøer, der har aktiviteter på jordbrugs- og fødevarerområdet. Det er primært Institut for Agroøkologi, Institut for Husdyrvidenskab, Institut for Fødevarer, Center for Kvantitativ Genetik og Genomforskning samt dele af Institut for Ingeniørvidenskab.

Aktiviteterne i DCA understøttes af en centerenhed, der varetager og koordinerer opgaver omkring myndighedsbetjening, erhvervs- og sektorsamarbejde, internationalt samarbejde og kommunikation.

## **Forskningsresultater fra DCA**

Resultater fra forskningen publiceres i internationale, videnskabelige tidsskrifter. Publikationerne kan findes via universitets publikationsdatabase ([pure.au.dk](http://pure.au.dk)).

## **DCA rapporter**

DCA's rapportserie formidler hovedsageligt myndighedsrådgivning fra DCA til Miljø- og Fødevareministeriet. Der kan også udgives rapporter, som formidler viden fra forskningsaktiviteter. Rapporterne kan frit hentes på centrets hjemmeside: [dca.au.dk](http://dca.au.dk).

## **Nyhedsbreve**

DCA udsender et nyhedsbrev, der løbende orienterer om jordbrugs- og fødevarerforskningen og herunder om nye forskningsresultater, rådgivning, uddannelse, arrangementer og andre aktiviteter. Det er gratis at tilmelde sig nyhedsbrevet, og det kan ske på [dca.au.dk](http://dca.au.dk).



## RESUME

Denne rapport sammendrager relevant litteratur om biodiversitetsfremmende tiltags effekter på bestøvere i landbrugslandskaber med henblik på at give indspark til udvælgelsen af et sæt simuleringsscenarier, som skal genereres i forbindelse med at skabe et dynamisk biodiversitetsmål i projektet EcoMetric. Rapporten fokuserer på landskabers komposition, konfiguration og funktionalitet som levested.

