

Opsætning af bistader i Nationalpark Thy

Notat fra:
DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi
og
DCA - Nationalt Center for Jordbrug og Fødevarer

Dato: 28. juni 2019

Redaktør: Hanne Bach, DCE
Forfattere fremgår af de enkelte afsnit

Rekvirent:
Miljøstyrelsen
Antal sider: 39

Faglig kommentering:
Christian Kjær, Institut for Bioscience; Øvrige: fremgår af de enkelte afsnit
Kvalitetssikring, centre:
Jesper R. Fredshavn, DCE; Lene Hegelund, DCA

Indhold

Forord	3
1. Indledning	4
2. Baggrund	5
2.1 Hedeøkosystemet	5
2.1.1 Beskyttede klit-naturtyper og arter i Thy	5
2.1.2 Hedelyng og andre dværgbuske	6
2.2 Udsætningsområderne i Thy	9
2.2.1 Landskabsanalyse	10
3. Vurdering af ressourcen for honningbier på de 11 stadepladser i Thy Nationalpark	11
3.1 Viden fra publicerede videnskabelige undersøgelser om konkurrence	11
3.2 Tætheder af honningbier i Danmark	12
3.3 Ressourcetilgængelighed	13
3.4 Den danske bifauna	15
3.5 Svar på spørgsmål fra Miljøstyrelsen	16
4. Risikovurdering af effekter af stadepladser i Thy og besvarelse	18
4.1 Studier af effekter af konkurrence på vilde bestøvere	18
4.2 Natur- og miljømæssig risikovurdering	19
4.3 Risikomodel for effekt af honningbikonkurrence på vilde bier	19
4.4 Risikoanalyse af de 11 udbudte stadepladser i Nationalpark Thy	20
4.5 Besvarelse af spørgsmål	21
5. Referencer	23
Appendiks 1	29
Appendiks 2. Beregninger af honningpotentiale	33
Appendix 3. Honningbiernes ressourceforbrug	34
Appendiks 4	36

Forord

AU modtog d. 1/4 2019 bestilling om rådgivning med titlen: 'Udredning vedr. bistader i Thy'. Udredningen er bestilt i regi af Rammeaftalen mellem Miljø- og Fødevareministeriet (MFVM) og Aarhus Universitet (AU) og specifikt Ydelsesaftalen Natur og Vand.

Forskere fra Institut for Agroøkologi og Institut for Bioscience, AU har udarbejdet udredningen, som det fremgår af forfatterlister for hvert afsnit.

De deltagende forskere takker Mette Greve Balslev, Institut for Agroøkologi for udarbejdelse af kortmateriale og arealanalyser for de foreslåede studepladser i Nationalpark Thy. Svend Sejr har årtiers erfaring med lyngbiavl og har venligst stillet data fra hans honningproduktion i Tvorup til rådighed. Endelig takkes Claus Rasmussen, Institut for Bioscience for input og sparring vedrørende viden om vilde bier i Thy-området.

1. Indledning

Den modtagne bestilling opridses kort problemstillingen og fremfører dernæst to spørgsmål.

'I lyset af seneste debat om konkurrenceforholdene imellem honningbier og vilde bier i forbindelse med Naturstyrelsens udbud af bistader i Thy ønskes det i et notat redegjort for nedstående:

1. I lyset af tidligere rådgivning om at der ikke er noget generelt problem med tamme honningbier under danske forhold bedes AU komme med eksempler på de særlige tilfælde hvor der kan være lokale problemer.

2. I lyset af ovenstående er de 11 bistadeplacering i Thy så nogle af de undtagelser fra den generelle rådgivning om at der ikke er problemer. Konkret bedes det vurderes om de 11 stadepladser i Thy kan de være særligt problematiske i forhold til de vilde bier (og andre nektarspisere/bestøvere)?'

Denne udredning besvarer de to spørgsmål på den på nuværende tidspunkt bedst mulige måde på baggrund af den viden, som det har været muligt at fremskaffe. Udredningen er bygget op i tre dele:

2. Baggrund

3 Ressourcevurdering og besvarelse

4. Risikovurdering af effekter af stadepladser i Thy og besvarelse

Afsnit 2 præsenterer baggrundsoplysninger, der ligger til grund for de efterfølgende afsnit. Afsnit 2 danner således baggrund for afsnit 3 og afsnit 4, som derefter præsenterer de forskellige vurderinger, der fremkommer som følge af, at der ikke findes studier og data som belyser problemstillingen for danske forhold. Der findes udenlandske undersøgelser og publikationer, som omhandler dele af problemstillingen, men alligevel ikke eller i forskelligt omfang kan sammenlignes med de danske forhold. Forskellene kan fx være antal og arter af bier, en anden ressource (mængde, blomstertype, årstid etc.) eller et andet klima. Det er ikke enkelt at vurdere hvilke forskelle eller ligheder, der har størst betydning for relevansen for den danske kontekst.

På den baggrund udledes vurderinger i afsnit 3 og 4 inklusive besvarelser af de to spørgsmål, som efter AU's vurdering er den bedst mulige måde at tilgå opgaven i den nuværende situation med manglende danske studier.

De involverede forfattere fremgår af hvert af de tre afsnit.

2. Baggrund

Forfattere: Morten Strandberg, Beate Strandberg.

Konkurrence mellem tamme og vilde bier har tidligere, som nævnt i bestillingen, været behandlet i notat fra AU, som svar på bestilling fra Miljø- og fødevarerministeriet (Kryger og Dupont 2018), og i særskilt notat fra DCE (Strandberg et al. 2018). I nærværende besvarelse samles den eksisterende viden og den sættes specifikt i relation til Naturstyrelsens udbud af 11 stadepladser i Nationalpark Thy. Som en del af denne indledning redegøres kort for hedeøkosystemet i Thy, viden om forekomst af vilde bier i Thy, og endelig sammenfattes relevante informationer om Thy området.

Naturarealet i Danmark er procentuelt lille i forhold til de fleste andre lande pga. en høj dækning af landbrug, produktionsskov og bebygget areal. Landbruget ligger i mange tilfælde så tæt på naturen, at der sker en påvirkning af naturindholdet i naturområderne. I 2016 var ca. 10,3 % procent af det samlede danske areal registreret som beskyttet natur (Natura 2000 og eller §3), heraf er ca. 1/3 søer, vandløb og moser, medens knap 7% er eng, overdrev, strandeng og hede. Hede og klithede udgør i dag ca. 2% af Danmarks areal (Miljøstyrelsen netpubl).

Danmark er gennem europæisk lovgivning, i denne kontekst særligt habitatdirektivet (EU 2003), forpligtet til at beskytte naturen med det formål at opnå en gunstig bevaringsstatus for arter og naturtyper. For naturtyperne gælder dette både de arter, som er knyttet til naturtypen, og de strukturer og funktioner, der er nødvendige for at opretholde naturtyperne, fx bestøverfaunaen i de fleste terrestriske naturtyper beskyttet af habitatdirektivet, herunder strandenge, klitter, heder, overdrev, enge, moser og skove (www.novana.au.dk). Blandt naturens ressourcer er nektar og pollen, som giver grundlag for organismer, som er afhængige af dette for at gennemføre deres livscyklus, eller arter der på den ene eller anden måde er tilknyttet sådanne arter.

For naturarealer, der kun er beskyttet efter naturbeskyttelseslovens §3 gælder ikke samme krav som i de internationale beskyttelsesområder, men de beskyttede naturtypers biodiversitet er væsentlig for at opfylde FN's og EU's målsætning om at standse tabet af biodiversitet i 2020. Den seneste nationale undersøgelse af biodiversitetens udvikling blev gennemført i 2010 og viste en fortsat tilbagegang (Ejrnæs et al. 2011).

2.1 Hedeøkosystemet

2.1.1 Beskyttede klit-naturtyper og arter i Thy

Store dele af naturområderne i Thy findes beskyttet i habitatområderne 23, 24, 25, 26 og 220. Udpegningsgrundlaget for disse habitatområder indeholder en lang række naturtyper, som er vigtige levesteder for sårbare arter af bestøvende insekter i form af bier, fluer, sommerfugle, hvepse m.fl. Det gælder for grå/grøn klit, klithede, grårisklit, havtornklit, klitlavning, tør hede, kalkoverdrev, surt overdrev, hængesæk, rigkær, skovklit, bøg på mor, ege-blandskov, skovbevokset tørvemose, elle- og askeskov. Desuden rummer udpegningsgrundlaget for to af habitatområderne sommerfuglen hedepletvinge som er på bilag II. Sommerfuglens værtsplante er djævelsbid, som forekommer i fugtige klitter, heder og sure overdrev (Brunbjerg et al. 2017).

De klitter, heder, moser, enge og skove som er på udpegningsgrundlaget er generelt i stærkt ugunstig bevaringsstatus i Danmark (Nygaard et al. 2014). Den ugunstige bevaringsstatus skyldes typisk mangel på naturlige forstyrrelser (Brunbjerg et al. 2014, Brunbjerg et al. 2015), eutrofiering, afvanding og skovdrift (Nygaard et al. netpubl.). Konsekvenserne af disse negative påvirkninger er tilgroning af den lysåbne natur, tab af nøjsomhedsplanter (herunder mange blomstrende urter), og ophobning af næringsstoffer i naturtyperne (Nygaard et al. netpubl.). Når de sårbare plantearter går tilbage, tabes også det tilknyttede liv af dyr og svampe (Brunbjerg et al. 2018).

2.1.2 Hedelyng og andre dværgbuske

Hedelyng har særlig interesse her, da den i særlig grad er efterspurgt som masseblomstrende og massiv nektarkilde i biavl. Hedelyng er en dværgbusk som via sin evne til at udnytte organisk kvælstof og leve på næringsfattig sandet jord kan dominere økosystemer på næringsfattig jordbund. Hedelyng er indvandret til Danmark hvor den har dannet bundvegetation i lysåben skov på næringsfattig bund. Dette er dokumenteret gennem undersøgelse af pollensammensætningen i sedimenter i jyske søer (Odgaard 2008). Her har naturbrande påvist ved aske og kulstøv i de samme søsedimenter, med 200 – 500 års mellemrum skabt grobund for en fornyelse af økosystemet hvor hedelyngen i årtier har været den dominerende art (Odgaard 2008). I søsedimenterne afspejles også hvordan indførelse af agerbrug og hedebrug for 4-5000 år siden via afbrænding af skoven førte til en kraftig forøgelse af hedearealet i Danmark. Hedelyng og hedeøkosystemet har eksisteret i Danmark tusinder af år før mennesket via afbrænding af skoven mere eller mindre ubevidst øgede udbredelsen af hedelyng og dermed af hedeøkosystemet. Hedelyng er således en flere tusind år gammel naturligt indvandret art i Danmark med makrofossilfund fra ældre Dryas (12.800 – 11.800 f.Kr) (Hartvig 2015).

Klitheden og den tørre hede er kendetegnet ved at have en høj dækning af dværgbuske, hvor hedelyng, *Calluna vulgaris*, sammen med revling, *Empetrum nigrum*, oftest er de dominerende. Ifølge NOVANA overvågningen er dækningen af hedelyng på klithede i Nordjylland gennemsnitligt 27% og i Vestjylland 34% (Nygaard et al., netpubl)

Heder er et vigtigt levested for mange insektgrupper som fouragerer på lyng og andre dværgbuske. Særligt arter af bier, svirreflugter, myrer og sommerfugle har en stor andel af deres arter på hederne, med mindst 1/3 af arterne i hedeøkosystemet (Henriksen og Kreutzer 1983, Møller, 2018, Ro-Poulsen, 2018, Hansen upubl). Til hedelyngen er knyttet en række af arter som er mere eller mindre stærkt bundet til lyng og/eller hedeøkosystemet, deriblandt vilde bier, sommerfugle, myrer, krybdyr og fugle.

For klithederne gælder, at 75% af arealet er udsat for højere kvælstofdeposition end tålegrænsen for beskyttelse af karplantebiodiversiteten med 2010 som referenceår, og på de tørre heder er der en tilsvarende overskridelse på 74% af arealet (Bak 2014). Ved anvendelse af 2010 som referenceår tages der ikke hensyn til den del af biodiversiteten, der allerede var tabt i 2010. Ved anvendelse af 1992 som referenceår ville overskridelsen for begge naturtyper være 100% (Bak 2014). Kvælstofdeposition er således en væsentlig årsag til at dækningen af hedelyng i dag er relativt lav på heder, da kvælstoftilførsel fremmer græs på lyngens bekostning. Da både areal og dækning af hedelyng er gået tilbage, er det sandsynligt at nektar og pollenressourcen fra hedelyng er blevet mindre. På Randbøl Hede dækning undersøgt og her er dækningen af dværgbuske fra 1954 - 2003 faldet fra ca. 80% til ca. 20% (Degn, 2019). På

landsplan dækker klithede (type 2140) ca. 23.800 hektar, tør hede (type 4030) ca. 20.000 hektar (www.novana.au.dk), og det totale hedeareal i Danmark er ca. 86.000 hektar svarende til 2% af Danmarks areal (Miljøstyrelsen netpubl). I midten af 1800-tallet var hedearealet ca. 650.000 hektar (Riis-Nielsen et al. 1991) og naturligvis en vigtig habitat for biavl og vilde bier.

Vilde bier i Thy

Undersøgelser af og dermed kendskabet til bifaunaen i Thy er relativt begrænset. Der foreligger dog Knud Fæsters iagttagelser af bier i Hanstedreservatet, der ligger indenfor området med stadepladser i den nordlige del af Nationalpark Thy, over en årrække (1950-1965) for perioden 8. juni til 1. september (Fæster 1965) samt Pia Kjær Hansens specialrapport, der omfatter egne indsamlinger, som er foregået fra 15. juli til 1. august 2013 samt indsamlinger fra Hans Thomsen Schmidt, der har fundet sted mellem 13. maj og 18. juli i 2005 og 2006 (Hansen 2014). Spredte museumsindsamlinger giver desuden viden om bifaunaen (Rasmussen et al. 2016) ligesom checklister over Danmarks bier (Madsen & Calabuig 2008, 2010, 2011, 2012; Calabuig & Madsen 2009) og databaser (Fugle & Natur, Allearter.dk) kan benyttes til at få et overblik over forekommende arter. I den fulde artsliste for Hanstedreservatet (Appendiks 3 i Hansen 2014) indgår også arter, som har flyveperiode i forår eller forsommer, dvs. før udsætningen af honningbier og som derfor ikke kan forventes at blive påvirket ved udsætning alene i hedelyngs blomstringsperiode. Det er typisk arter, der er fødespecialister på pil som fx *Andrena clarkella*, *A. praecox*, *A. ruficrus* og *Colletes cunicularius*, er fødeparasitter på disse arter eller polylektiske arter med en tidlig flyveperiode fx *Osmia bicornis*.

I nedenstående fokuseres på bier, hvis flyveperiode overlapper med udsætningen af honningbier i hedelyng, dvs. perioden midt juli – midt september, og som dermed er fødesøgende i den periode, hvor honningbierne er tilstede i stort antal (Appendiks 1).

De vilde bier, der er fundet/ findes i Thy og er tilknyttet levesteder, hvor udsætning af honningbier på stadepladser med henblik på lyngtræk, dvs. udnyttelse af nektarressourcen i hedeområderne, og hvor flyveperioden falder inden for lyngens blomstringsperiode, kan inddeles i følgende grupper: Arter, der er oligolektiske på lyng (Ericaceae), arter, der er oligolektiske på andre plantearter, som blomstrer samtidig med lyng, arter, der er polylektiske og fødesøgende i sensommeren, og arter, der er fødeparasitter (kleptoparasitter) på bier, der er fundet/ findes i Thy og er tilknyttet levesteder, hvor udsætning af honningbier sker, og hvor flyveperioden ligger inden for lyngens blomstringsperiode.

Samlet set er der 86 arter af vilde bier, der potentielt forekommer samtidigt med udsætningen af honningbier på lyngtræk (Appendiks 1). Af disse er 2 arter oligolektiske på lyng, 8 arter er oligolektiske på andre arter, der blomstrer samtidig med lyngen, 50 arter er polylektiske og 26 arter er kleptoparasitter (Tabel 2.1. og Appendiks 1).

Undersøgelserne fra Hanstedreservatet (Fæster 1965, Hansen 2014) (Tabel 2.1.1) er de eneste gentagne undersøgelser fra det samme område. Sammenlignet med Fæster, 1965 genfandt Hansen i sin undersøgelse ingen af de arter, der er oligolektiske på lyng og andre Ericaceae, hvilket var i overensstemmelse med, at Hansen undersøgte reservatet inden disse bier er aktive, fordi lyngen endnu ikke blomstrede. Arterne er således rapporteret i Rasmussen et al. (2016) fra nyere fund. Af samtlige 86 ovennævnte arter af vilde bier, der flyver inden for den periode, hvor honningbierne kan være tilstede, er 48 arter fundet i nyere undersøgelser af Hansen (2014) eller indgår i samlinger, som

Rasmussen et al. (2016) har publiceret. Ni ældre fund er ikke genfundet, til gengæld er 27 nyfundne arter rapporteret fra området. Af de ni arter, der ikke genfundet er fem humlebiarter (foranderlig humle, græshumle, skovhumle, enghumle, havesnyltehumle) der har oplevet tilbagegang over hele landet, mens de resterende fire er kleptoparasitiske bier, som generelt kan være svære at finde udenfor områder med mange reder. Humlebiarterne er ifølge den danske rødlistes kategorier enten næsten truede (græshumle, skovhumle), sårbare (foranderlig humle) eller truede (havesnyltehumle). Lille sandhvepsebi er på den europæiske rødliste (Nieto et al. 2014) vurderet som næsten truet, mens de to andre fødeparasitter er alm. forekommende (se i øvrigt Appendix 1). Det er desuden bemærkelsesværdigt, at især blandt fødeparasitterne er der fundet en række nye arter siden 1975 (Appendix 1 og Rasmussen et al. 2016). Tabel 2.1.2 giver et overblik over de arter af vilde bier, som kendes fra Thy og som i Sverige er truede. Sverige er valgt da vurderingsmetode og forholdene ifølge danske eksperter i vilde bier mest ligner de danske (Claus Rasmussen pers komm.). Oplysninger om rødlistede arter af enlige bier for Danmark foreligger aktuelt ikke. Når rødlisten opdateres (forventes i efteråret 2019) vil den sammen med oplysninger om biernes forekomst i Nationalpark Thy kunne anvendes i stedet for rødlistes fra vore nabolande.

Tabel 2.1.1. Antal arter fundet i undersøgelser af bifaunaen i Hanstedreservatet over en årrække (1950-1965) for perioden 8. juni til 1. september (Fæster 1965) og som fortsat kendes fra området enten dokumenteret af Hansen (2014) eller Rasmussen et al. (2016). I tabellen indgår udelukkende arter, der flyver inden for perioden midt juli til midt september (se også Appendix 2)

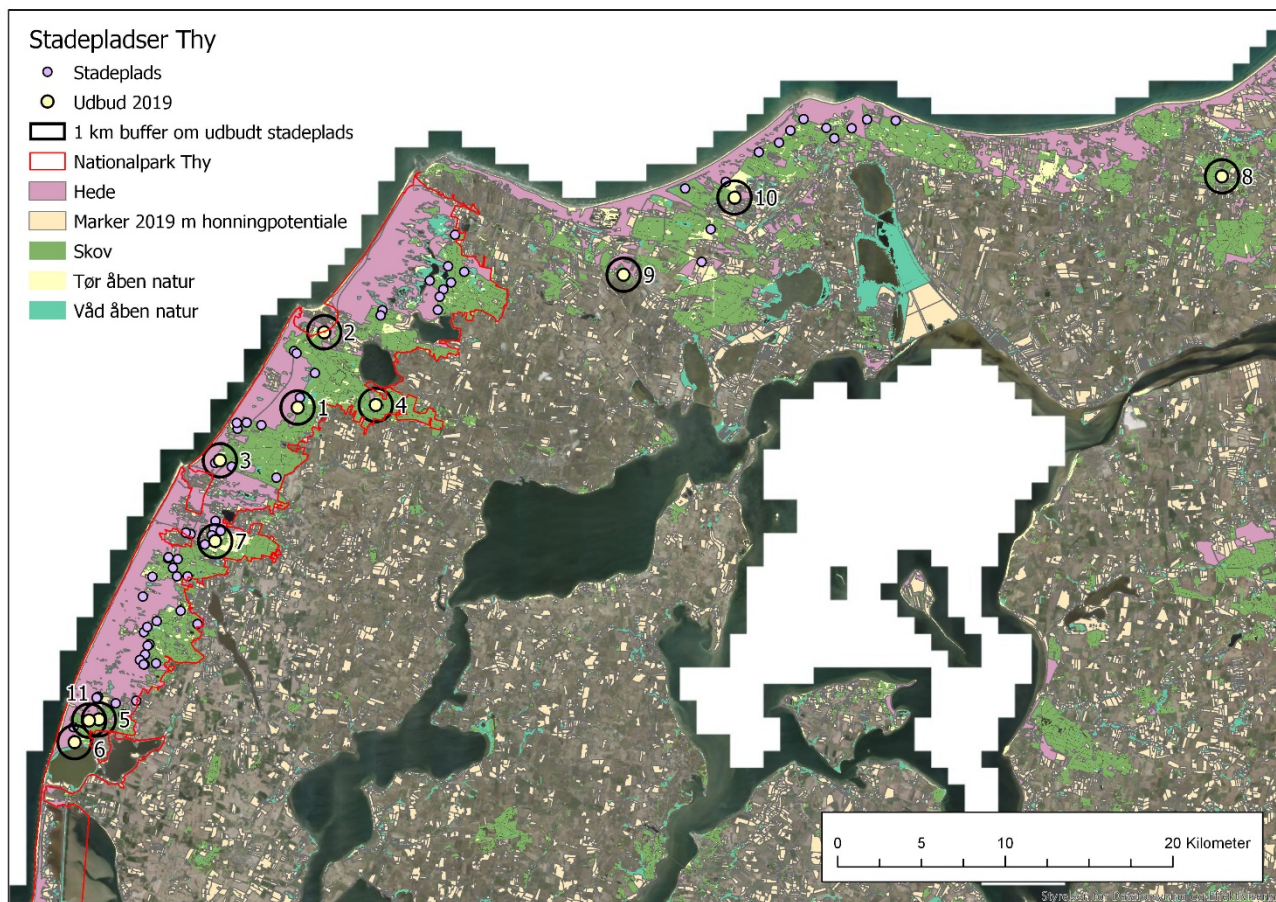
Levevis/fødevalg	Fundet 1950-1965	Fundet efter 2000	Totalt
Oligolektiske på Ericaceae	2	2	2
Oligolektiske på andre plantearter og flyvetid midt juli – midt sep.	4	8	8
Polylektiske arter med flyvetid midt juli – midt sep.	39	44	50
Fødeparasitter	12	21	26
I alt	57	75	86

Tabel 2.1.2. Oversigt over udvalgte, sjældne bier, som findes i Nordvestjylland og flyver i juli – august på habitater, hvor der potentielt kan være lyng. Deres danske (1997) og svenske rødlistestatus er angivet, moderat truet (EN), sårbare (VU), næsten truet (NT) og ikke truet (LC). Fund i de ovenfor omtalte undersøgelser i Hanstedreservatet er angivet med X.

Videnskabeligt navn	Dansk navn	Planteart/slægt	Habitat	Rødlistestatus Hansted Reservatet			
				DK	S	Fæster, 1965	Hansen, 2014
<i>Coelioxys conica</i>	hedekeglebi	Megachile og Anthophora	Hvor værten findes			X	
<i>Coelioxys elongata</i>	slank keglebi	Megachile	Hvor værten findes			X	
<i>Nomada baccata</i>	lille sandhvepsebi	<i>Andrena argentata</i>	Hvor værten findes			X	
<i>Osmia maritima</i>	kystmurerbi	polylektisk	Findes primært ved kyster.		EN	X	X
<i>Panurgus banksianus</i>	stor strithårsbi	kurvblomstrede (Asteraceae)	Sandet jord bl.a. heder		NT		X
<i>Bombus humilis</i>	foranderlig humle	polylektisk	Oftest heder				
<i>Bombus ruderarius</i>	græshumle	polylektisk	Åbne land bl.a. overdrev og heder	NT	LC	X	
<i>Bombus sylvarum</i>	skovhumle	polylektisk	Åbne land især overdrev og ruderater	NT	LC	X ⁴	
<i>Bombus veteranus</i>	enghumle	polylektisk	Ved kyster, bl.a. sandede lokaliteter som heder	VU	VU	X	
<i>Bombus barbutellus</i>	havesnyltehumle	<i>Bombus hortorum</i>	Hvor værten findes	EN	LC	X	

2.2 Udsætningsområderne i Thy

I marts 2019 blev der udbudt 11 af i alt 50 stadepladser på Naturstyrelsens arealer i Thy (Figur 2.2.1). På hver stadeplads kan der udsættes maximalt 15 eller 30 bifamilier per sæson. Naturstyrelsen vurderer, at kun 5-10% af staderne er helårsstader, således at langt størstedelen af staderne er vandrebier, som placeres under hedelyngens blomstring.



Figur 2.2.1. Stadepladser i Thy.

Betydningen af konkurrence mellem honningbier og vilde bier vil afhænge af

- (1) tætheden af fouragerende honningbier,
- (2) mængden af tilgængelige blomsterressourcer, som varierer rumligt og tidsmæssigt, samt
- (3) hvilke arter af vilde bier det drejer sig om, idet forskellige arter har forskellige fødebehov.

Et estimat af tilgængelige blomsterressourcer for honningbier og vilde bier i landskaberne omkring stadepladserne er derfor et vigtigt nøgletal, som vurderes i det følgende.

Landskabsanalysen herunder er begrænset til de 11 udbudte stadepladser. Da analysen i Mallinger et al. (2017) viste at konkurrenceeffekter, hvor de forekommer, kun har kunnet påvises indenfor 1 km afstand fra bistader, fokuseres på landskabernes sammensætning indenfor 1 km radius af stadeplad-

serne, dvs. et område på ca. 314 ha. Da størstedelen af bifamilierne er vandre- bier, som udsættes under lyngens blomstring (fra ca. midt i juli til starten af september), lægges særlig vægt på tilgængeligheden af blomster i sensom- merperioden.

2.2.1 Landskabsanalyse

I tabel 2.2.1 vises det beregnede areal af hede ud fra Kort10-klassen 'Hede'. Skov- og naturareal er beregnet ud fra Basemap02. Landbrugsareal er bereg- net ud fra markkort 2018, i dette areal er kun medtaget afgrøder, som hon- ningbier trækker på (Greve & Kryger 2019).

Tabel 2.2.1. Arealanvendelse i cirkel på 1 km i radius (314 ha) med centrum i hver af de 11 udbudte stadepladser med angiv- else af pladsens navn og antal stader.

Plads nr	navn	Antal stader	Areal (ha) indenfor 1 km af stadepladsen				Natura2000
			Hedeareal	Skovareal	Naturareal	Landbrugsareal*	
1	Kællingvigvej	15	150	136	168	0 (0)	191
2	Nystrupvej	15	244	98	133	37 (10)	0
3	Tvorup	30	259	93	210	2 (0)	275
4	Kronens hede	15	17	237	27	20(0)	0
5	Lodbjerg Plantage øst - Stenbjerg 21c	30	76	165	97	38 (12)	173
6	Lodbjerg 38h	15	113	70	159	15 (0)	201
7	Stenbjerg 202b	15	39	157	116	37 (0)	172
8	Fosdal PI	30	22	174	30	44 (5)	0
9	Korsø PI	30	82	72	95	18 (0)	94
10	Madsbøl PI	15	73	68	159	88 (15)	136
11	Lodbjerg 13d	15	97	162	120	7 (7)	234

*kun medtaget arealer med bi-bestøvede afgrøder. Tal i parentes = heraf konventionelt dyrket.

Der er i nogen grad arealmæssigt overlap mellem de forskellige klassifikatio- ner. Hedearealerne overlapper med især natur, men i mindre områder med blandet krat/lave graner indenfor hedearealerne overlapper klassen også med skov. Tallene kan derfor ikke summeres op. Arealerne for natur og skov er dog ikke overlappende. Landbrug overlapper i mange tilfælde naturklas- sen for ekstensivt drevne arealer, men konventionelt drevne arealer overlap- per ikke med de øvrige klasser. Der er i to tilfælde overlap mellem 1 km cirklerne for forskellige stadepladser:

- (1) Der er 590 m mellem plads 5 og 11 og derfor overlap mellem arealerne (197,2 ha overlap). Nogle hede-, skov-, landbrugs- og naturarealer er så- ledes talt med for begge stadepladser
- (2) Der er 1540 m mellem plads 6 og 11 og derfor overlap mellem arealerne (39,4 ha overlap). Nogle hede-, skov-, landbrugs- og naturarealer er såle- des talt med for begge stadepladser

3. Vurdering af ressourcen for honningbier på de 11 stadepladser i Thy Nationalpark

Forfattere: Yoko L. Dupont, Per Kryger

3.1 Viden fra publicerede videnskabelige undersøgelser om konkurrence

Der har i de seneste år været fokus på tilbagegangen af bestøvende insekter, og i særlig grad enlige bier, humlebier (Biesmeijer *et al.* 2006; Powney *et al.* 2019) og honningbier (vanEngelsdorp & Meixner 2010). En ny europæisk rødliste for bier (Nieto *et al.* 2014, viser at ca. 8 % af arterne er i tilbagegang og truet, knap 1 % er i fremgang, og 13 % er stabile, mens status for 79 % er ukendt. Der er ikke en enkelt faktor, som kan udpeges som hovedårsagen, men et samspil af især tre store påvirkninger: (1) historiske landskabsændringer, som fører til tab af levesteder og blomsterressourcer, (2) pesticider samt (3) sygdomme/parasitter (Goulson *et al.* 2015; IPBES 2016). Spørgsmålet er, om konkurrence fra honningbier på grund af biavl fører til et yderligere pres for de øvrige biarter?

Internationalt har mange undersøgelser adresseret dette spørgsmål. Flere review artikler (Goulson 2003; Paini 2004; Mallinger *et al.* 2017) konkluderer, at selvom effekter af konkurrence forekommer, er der få beviser for, at konkurrence har langsigtede konsekvenser på bestande af andre bier. Hovedparten af de eksisterende undersøgelser studerer diversitet eller tæthed af andre bier på blomster eller i fælder, og relaterer dette til tætheden af honningbier (Goulson 2003; Paini 2004; Mallinger *et al.* 2017). Resultater af korrelative undersøgelser belyser dog ikke kausalforhold. Der findes eksempler på negativ (Forup & Memmott 2005), ingen (Steffan-Dewenter & Tschardt 2000), og positiv (Blindbæk 2016; Ro-Poulsen 2018) korrelation mellem antal honningbier og tæthed eller diversitet af andre biarter. Undersøgelser af direkte effekter på overlevelse og formering af humlebier eller enlige bier er derimod langt sjældnere.

En meta-analyse fra 2017 (Mallinger *et al.* 2017) har vist, at negative effekter oftere dokumenteres i områder, hvor honningbier ikke er hjemmehørende. I analysen indgik 17 undersøgelser fra Europa (heraf ingen i DK), hvoraf 7 viste negative effekter. Negative effekter påvises ved høje honningbitætheder (100-300 honningbier i bure på 18 m², svarende til 210-830 stader/km²) (Hudewenz & Klein 2015), i umiddelbar nærhed (5m) af bistader (Elbgami *et al.* 2014), samt i homogene, ressourcefattige landskaber (Herbertsson *et al.* 2016; Lindström *et al.* 2016). En artikel (Torné-Noguera *et al.* 2016), er misklassificeret i Mallinger *et al.* 2017 under negativ effekt. En anden undersøgelse, som er medtaget i Mallinger *et al.* 2017 (Goulson & Sparrow 2009), viser at humlebiarbejdere er mindre i områder med honningbier. Resultaterne er dog svære at fortolke, da honningbitætheder er positivt korreleret med humlebitætheder (og dermed også intern konkurrence mellem humlebier). Ny viden viser desuden at humlebiers gennemsnitlige størrelse i en koloni har et optimum ved en mellemstørrelse, da små bier lever længere og store bier samler mere nektar og pollen per tur (Kerr *et al.* 2019). Der er derfor en betydelig usikkerhed, hvorvidt negativ påvirkning af enlige bier eller humlebier forekommer ved de tætheder af honningbier og ressourceutilgængelighed, som findes i Danmark.

Ud over de studier, som er medtaget i Mallinger et al.'s meta-analyse, er et nyligt fransk case study (Henry & Rodet 2018) værd at nævne. Studiet er en grundig undersøgelse udført i Sydeuropæisk *garrigue* (en slags overdrev), hvor rosmarin er den dominerende blomsterressource i marts-april. Honningbitætheden i området var 14 stader/km², og den gennemsnitlige tæthed af honningbier på rosmarin var 15.3 hhv 12.9 gange tætheden af øvrige bier i de to forsøgsår. Besøgsraten af enlige bier og humlebier i rosmarin aftog året efter udsætning af honningbier, jo tættere man var på bigårde og jo flere bistader der var i bigården. Der blev ikke fundet nogen effekt på biernes pollenindsamling, men en signifikant effekt på nektarindsamlingen, med flere bier uden nektar i kroen. Desværre er analysen ikke delt op for enlige bier og humlebier. Det er ærgerligt, da konkurrenceeffekter tidligere især er dokumenteret for *Bombus terrestris*, en stor generalist humlebi med lang flyveafstand (Elbgami et al. 2014; Herbertsson et al. 2016; Torné-Noguera et al. 2016). Henry og Rodet (2018) anfører, at resultatet af undersøgelsen næppe kan generaliseres, og deres betragtninger kun gælder under forhold, hvor det samlede forbrug af nektar og pollen af bifamilier overstiger den lokale produktion. De danske biavlere har ikke observeret øget honningproduktion pr bifamilie hverken på de stadepladser, hvor de opstiller færre bifamilier, eller i de år hvor færre bifamilier transporteres ind (Svend Sejr og Klaus Langswager, pers. com.), hvilket er en forudsætning for antagelserne i den franske undersøgelse om en negativ påvirkning af andre biarter. I Henry og Rodet (2018) tillægges afstanden til nærmeste bigård større betydning end antallet af bifamilier i den enkelte bigård med en mætning for honningbier ved 2,2 km mellem stadepladser med gennemsnitligt 30 bistader.

Ud fra eksisterende videnskabelige undersøgelser, må det konkluderes, at konkurrenceeffekter er påvirket af tætheden af honningbier samt tilgængeligheden af blomsterressourcer. Negative effekter kan forventes hvis tætheden af honningbier er høj i sammenligning med ressourceniveauet. Begge faktorer varierer tidsmæssigt og rumligt. I et givent landskab vil konkurrencetrykket derfor variere lokalt og gennem sæsonen. Endvidere vil påvirkningen variere for forskellige arter af bier, afhængigt af fødegrundlag og fourageringsafstand. I det følgende diskuteres derfor (1) honningbitætheder, (2) ressource-tilgængelighed samt (3) den vilde bifauna i Danmark og specifikt for Thy.

3.2 Tætheder af honningbier i Danmark

Den danske population af honningbier er estimeret til 120 000 stader (Kryger & Greve 2018), dvs. en gennemsnitlig tæthed på 2,8 stader/km². I Haandbog for biavl, citeres fra Danmarks Statistik 150 000 stader i 1939 (Nielsen 1945). Antallet af stader menes at toppe i årene efter 2. verdenskrig med 250 000 bifamilier (Holm 2016), i en periode med sukkerrationalisering. Honningbistader er dog ujævnt fordelt i landskabet. Langt hovedparten af biavlere i Danmark er hobbybiavlere med få stader (93% af biavlere, Vejsnæs 2011). I 2018 var der gennemsnitligt 6 stader per bigård (Kryger & Greve 2018), de fleste bigårde er derfor forholdsvis små. På Naturstyrelsens arealer i Thy udbydes stadepladser med plads til max 30 stader.

Honningbieren er hjemmehørende i Danmark (Ruttner 1988). Da bivoks er velbevaret i potteskår (Roffet-Salque et al. 2015), er der bevis for at honningbier har levet i Nordjylland tilbage i stenalderen ved Åle for 6500-6000 år siden og i bronzealderen ved Bjørnsholm 5800-5500 år siden. Tilstedeværelsen af honningbier i denne forhistoriske periode er ikke overraskende, honningbier har kun behov for hulrum på ca. 40 L i træer (Seeley 1985) til at bygge deres voks-

tavler og talrige af vores blomstrende plantearter kan udgøre deres fødegrundlag (Kryger *et al.* 2011). Honningbier tilpasser sig de lokale forhold, herunder forekomst af blomstrende planter, og et fransk studie viser honningbiens nære tilknytning til hedelyng (Louveaux 1973). Lyngens sene blomstring med rigeligt nektar giver honningbierne gode muligheder for at overleve vinteren.

Hvor den er hjemhørende er honningbier en vigtig bestøver i naturlige netværk (Hung *et al.* 2018). Arten indgår typisk i den generalistiske kerne, som er afgørende for opretholdelsen af bestøvningsnetværkets stabilitet. Fjernes en sådan art ændres bestøvningsnetværket radikalt (Memmott *et al.* 2004; Olesen *et al.* 2007). Forekomst af honningbier er derfor både naturlig og vigtig. Det er umuligt at fastslå den naturlige tæthed af honningbier i Danmark som helhed eller i særlige landskabstyper, herunder heder, især fordi vi ikke kender hyppigheden af hule træer i forhistorisk tid. I Tyskland blev tætheden af vildtlevende honningbier estimeret til 0,11-0,14 bifamilier/km² i én undersøgelse (Kohl & Rutschmann 2018) og 2,4-3,2 bifamilier/km² i en anden (Moritz *et al.* 2007). I Danmark har honningbier været bragt til heden for honningproduktion i mere end 100 år (Nielsen 1945).

Konkurrencetryk afhænger af antallet af fouragerende bier i et givet område relativt til blomsterressourcens størrelse. Antallet af arbejderbier i en honningbifamilie varierer sæsonmæssigt: under overvintring og i det tidlige forår indeholder kolonierne ca. 8000 bier, men ved klimaks midt på sommeren kan kolonierne nå 40.000 bier, og varierer således med en faktor 5 (Hatjina *et al.* 2014). I sensommeren under lyngtræk er bifamilierne på retur, og indeholder ca. 20-30.000 bier.

Kritiske tætheder af honningbier i forhold til konkurrence vil afhænge af ressource-tilgængeligheden inden for fødesøgningsafstanden, og vil derfor variere mellem forskellige landskaber. Honningbier vil konkurrere med hinanden, og biavlere regulerer derfor til en vis grad antal af bifamilier, under hensyn til afstanden til nabobigårde.

3.3 Ressourcetilgængelighed

Landskaber varierer meget i tilgængelighed af blomsterressourcer. En svensk undersøgelse har vist, at konkurrenceforhold mellem honningbier og humlebier kan påvises i homogene, blomsterfattige landbrugslandskaber, mens ingen effekt blev fundet i heterogene, blomsterrige landskaber (Herbertsson *et al.* 2016). I en amerikansk undersøgelse, blev der fundet en positiv sammenhæng mellem honningproduktion og tæthed samt artsdiversitet af bier (Evans *et al.* 2018). Ressourcerige landskaber kan derfor understøtte både honningbier og de øvrige biarter.

Både honningbier og andre biarter bruger pollen og nektar fra planter. Nektar er primært kulhydrat, mens pollen er en kilde til protein. Honningbier anvender nektar til at producere honning som oplagsnæring til perioder med dårligt vejr samt til overvintring, og samler derfor nektar ind i store mængder, i løbet af en vinter forbruges ca. 11 kg sukker pr bifamilie (Appendix 3). Humlebikolonier og enlige bier er enårige, og overvintrer individuelt, enten som parrede hunner eller præpupper. Oplagsnæring hos disse bier består typisk af et fedtlegeme i bagkroppen. Humlebidronninger, som er de største overvintrende bier, kan veje 250-300 mg (Hagen & Dupont 2013). Energibehovet ved flyvning er beskedent (Southwick & Pimentel 1981, Ellington *et al.* 1990). Enlige

bier samler, afhængigt af både biart og planteart, pollen fra syv til 1100 blomster per yngelcelle (Müller et al. 2006). Med et maksimalt antal yngelceller på 30, betyder det at en enlig hun-bi har behov for <1g pollen (e.g Johnson 1988). Der er derfor en skalaforskel på en faktor 10.000 mellem ressourcebehov for overvintring af en enlig bi og en honningbikoloni. For pollenindsamling er der forskel i specialiseringsgraden mellem forskellige arter af bier, hvor oligolektiske arter er afhængige af pollen fra få og bestemte planter, ofte af samme planteslægt eller -familie. Polyplektiske arter kan derimod bruge pollen fra mange forskellige planter. Honningbier er polyplektiske, men specialiserer sig tidsmæssigt på store blomsterressourcer (Dupont & Søgaard Jørgensen 2017). Der er ikke samme specialisering for nektar, oligolektiske biarter kan derfor godt ses på andre blomster end deres pollenplanter (Madsen & Dupont 2013).

Resultater af Henry og Rodet (2018) indikerede, at der særligt kan forekomme konkurrence om nektarressourcer. I forhold til planternes nektarproduktion, kan mængden af sukker, som produceres af planterne i et landskab estimeres ud fra arealanvendelsen, samt honningpotentialer (Janssens *et al.* 2006). Honningpotentialer er en angivelse af den mængde honning (honning indeholder 80% sukker og næsten 20 % vand), som potentielt kan høstes fra blomster på et givent areal. Det er beregnet ud fra mængden af nektar per blomst, antal blomster per kvadratmeter, samt sukkerkoncentration af nektaren, og beregnes per planteart eller vegetationstype (Janssens *et al.* 2006). Der er god korrelation mellem bigårdes faktiske honninghøst og landskabernes potentielle honningproduktion, som forudsagt af en model, der tager højde for arealer af blomstrende planter og deres afstande fra bigården (Janssens *et al.* 2006). Beregninger af honningpotentialer (kg/ha) for forskellige arealtyper kan også bruges til vurdering af landskabers generelle ressourceniveau. En engelsk undersøgelse har vist, at nektartilgængelighed er højst i lysåben natur med mangfoldige blomsterressourcer, og lavest på landbrugsarealer (Baude *et al.* 2016). I landbrugsarealer med store marker af masseblomstrende afgrøder, kan nektartilgængelighed dog godt være høj under hovedblomstringsperioden. Der er ikke udarbejdet nogen landsdækkende kort i Danmark, som viser rumlig og sæsonmæssig variationen i honningpotentialer. Et sådant kort vil variere fra år til år, specielt i forhold til det aktuelle rapsareal.

I Nationalpark Thy har især områderne med hedelyng et højt honningpotentialer, men en del honning stammer også fra honningdug fra bladlus i skovområder. Størstedelen af bifamilierne i Thy er vandrebistader, som udsættes under lyngens blomstring (fra midt i juli til starten af september). Vi lægger derfor særlig vægt på tilgængeligheden af blomster i sensommerperioden, hvor hedelyng, og i mindre grad kløkkelyng er vigtige trækilder for honningbier. Honningbiers kommunikationssystem og fødesøgningsstrategi gør, at de afsøger landskabet i flere kilometers afstand fra stedet, og optimerer deres fødeindsamling på de mest givtige blomsterressourcer. Fourageringsafstanden varierer således gennem sæsonen. I et engelsk blandet landbrugs- og bylandskab er medianen målt til 493m i marts og 2156m i august (Couvillon *et al.* 2014). Hvis ikke der findes blomsterressourcer indenfor stadets nærområde, kan honningbier flyve flere km, og de er bl.a. dokumenteret at trække på lyngarealer i 5,5-9,5 km afstand fra stedet (Beekman & Ratnieks 2000). Ressourceindsamlingen sker derfor ofte længere end 1 km fra stadepladsen. De følgende beregninger fokuserer på landskabet indenfor 1 km afstand af de 11 stadepladser, dels for at forenkle opgaven, og dels fordi konkurrenceeffekter, hvor de er dokumenteret, generelt er set i afstande under 1 km af bistader (Mallinger et al. 2017, Henry and Rodet 2018), Ved større afstanden bliver det desuden vanskeligt at vurdere samspil mellem flere stadepladser med overlappende landskaber.

Det samlede honningpotentiale i landskaberne indenfor en 1 km cirkel omkring hver stadeplads er beregnet (Tabel A2.1, Appendiks 2). Det fremgår, at det samlede honningpotentiale i landskaberne indenfor 1 km af de 11 stadepladser er på 8.207-42.978 kg honning/år. Hedelyng, er den største og vigtigste trækilde for honningbier i sensommeren, og alene fra hedelyng er der indenfor 1 km afstand af hver af de 11 stadepladser, nektar til rådighed som giver grundlag for en honningproduktion på 903-13.993 kg/år. Korrigeres disse tal med det maximale antal af bistader indenfor området, dvs både stader på den aktuelle stadeplads og andre stadepladser på Naturstyrelsens arealer, resulterer det i honningpotentialer på 28-877 kg honning per bistade (Tabel A2.1, Appendiks 2).

Et honningbistade, som er sat på lyng giver i perioden $15,0 \pm 5,5$ kg honning (upubl. data fra en stadeplads ved Thy (15-60 stader/år), 2002-2016), i sjældne tilfælde dog helt op til 35 kg når sæsonens vejr er gunstigt for nektarproduktionen og for biernes indsamlingsaktivitet (Svend Sejr, pers. com). Hertil kommer et forbrug af nektar til forbrænding i forbindelse med flyvning samt stadets stofskifte, i alt estimeres et forbrug på max 20 kg honning pr stade i løbet af lyngens blomstringsperiode. Dette giver en indsamling på op til 35 kg honning pr stade pr lyngsæson under normale forhold (Appendiks 3). I landskaberne omkring otte af stadepladserne er der en rigelig forekomst af nektar fra lyng indenfor 1 km til at dække honningbiernes behov. På tre stadepladser, hvor arealandsdelen af hede i 1 km cirklen er beskeden, er der dog store mængder af nektar fra hedelyng til rådighed indenfor 2 km (Tabel A2.1). Indenfor honningbiernes flyveafstand (2,5-9,5 km, se ovenfor) er der derfor store mængder nektar tilgængelig, mængder der overstiger stadepladsernes behov pr år.

En beregning af honningbiernes indsamling per dag, for døgnene med højst indsamlingsaktivitet viser, at nektartilgængeligheden pr dag i landskaberne omkring de 11 stadepladser, generelt overstiger honningbiernes indsamlingsevne (Appendix 3). På en enkelt stadeplads, Kronens hede, er hedearealet dog så beskedent at honningbierne må flyve over 2 km for at opnå maksimal indsamling udelukkende på hedelyng. På denne stadeplads er der dog store skovarealer, hvorfra honningbierne sandsynligvis også indsamler honningdug fra bladlus.

Produktionen af nektar i lyng kan variere fra år til år, og vil være lavere hvis der har været tørke i sommeren (Enkegaard *et al.* 2016a, b). Efter en tør sommer der resulterer i ringe vækst i lyngplanterne, udsætter nogle biavlere færre bistader end det maksimalt tilladte antal, især fordi transporten til lyngarealerne er dyrere, end den værdi honningen har. Der sker derfor allerede en vis regulering via erfarne biavlere.

3.4 Den danske bifauna

Det må generelt forventes, at konkurrence er mest intens mellem arter med størst økologisk lighed. De danske bier, som økologisk har størst lighed med honningbier, er store polylektiske bier, særligt arter af humlebier med store kolonier og kort tunge (Herbertsson *et al.* 2016), snarere end enlige bier og langtungede humlebier. Således dokumenterer flere undersøgelser konkurrenceeffekter for *Bombus terrestris* (Elbgami *et al.* 2014; Herbertsson *et al.* 2016; Torné-Noguera *et al.* 2016). Disse korttunge humlebier er ikke på tilbagegang i Danmark (Dupont *et al.* 2011).

Oligolektiske bier kan ikke skifte til andre pollenressourcer, derfor bør denne gruppe vurderes særskilt fra polylektiske arter ved høje tætheder af honningbier. I Thy er der registreret i alt 12 oligolektiske arter (Hansen 2014), hvoraf to arter er knyttet til hedelyng (*Colletes succinctus* og *Andrena fuscipes*). Disse er almindelige arter (klassificeret som LC i Sverige (artdatabanken.se) og Norge (artsdatabanken.no), som forekommer hyppigt i hedeområder, hvor der i mange årtier har været opstillet honningbier under lyngens blomstring. At disse arter ikke er fundet i Hansen (2014) skyldes sandsynligvis, at undersøgelsen fandt sted før hedelyngens blomstringsperiode. Fire oligolektiske arter er knyttet til pil, og forekommer ikke i sensommeren (Rasmussen *et al.* 2016), mens de resterende er oligolektiske på blåhat, bølge-, potentiel-, og klokkeslægten, samt kurvblomstfamilien (Hansen 2014), flora, som ikke udgør et væsentligt bidrag for honningbiers indsamling af nektar og pollen under lyngens blomstring (Søgaard Jørgensen *et al.* 2016, samt unpubl. data fra pollenanalyse af lynghonning).

Danske indsamlinger af bier er for nyligt opsummeret i et bi-katalog, som angiver den geografiske fordeling, indsamlingstidspunkter og værtsplante for indsamlede bier (Rasmussen *et al.* 2016). Selvom denne undersøgelse giver vigtig viden om geografisk forekomst, status, fænologi og fødeplanter, er data påvirket af indsamlingsindsats, og giver ikke overblik over sjældne sårbare populationer, eller "hotspots" med høj artsdiversitet af bier. En dansk rødliste for biarter er under udarbejdelse, og forventes offentliggjort ultimo 2019. Når den danske rødliste er kendt, vil det være muligt at angive hvilke arter af bier, som er truede i Danmark. Viden om disse arters fødeplanter og levesteder, kan skabe grundlag for en regulering af honningbiudsætningen i de tilfælde, hvor honningbier og truede biarter deler fødegrundlag.

3.5 Svar på spørgsmål fra Miljøstyrelsen

I lyset af tidligere rådgivning om at der ikke er noget generelt problem med tamme honningbier under danske forhold bedes AU komme med eksempler på de særlige tilfælde hvor der kan være lokale problemer.

Der kan lokalt og i perioder forekomme konkurrence mellem honningbier og de øvrige biarter, jævnfør tidligere notat (Kryger & Dupont 2018). Konkurrenceeffekter forventes, hvor den lokale tæthed af honningbier er høj (dvs. ved bigårde med mange stader, og i kort afstand fra stadepladser, samt især midt på sommeren, hvor bifamilierne er størst). Graden af konkurrence vil dog afhænge af mængden af blomsterressourcer. Blomstertilgængeligheden forventes at være højest i lysåben natur med høj naturværdi (såkaldte HNV-områder) og lavest i landbrugsområder uden for afgrøders hovedblomstringsperioder. Desværre findes der ikke noget samlet, landsdækkende overblik over placering af bistader, eller over ressource-tilgængelighed i Danmark, så konkrete lokaliteter kan ikke udpeges. Der vil være forskel i konkurrencepåvirkningen af forskellige biarter. De bier, som forventes at blive påvirket mest, er arter, som økologisk ligger tættest på honningbier, dvs. store polylektiske humlebier, som dog ikke er truede. Det kan dog være hensigtsmæssigt, som et forsigthedsprincip, at regulere tætheden af honningbier eller placering af bigårde i områder med forekomst af særligt sårbare arter og/eller sjældne oligolektiske biarter, således som det foregår i f.eks. Holland (van der Spek 2012). Det vil være muligt at udpege truede biarter i Danmark ved offentliggørelsen af den danske rødliste, som forventes ultimo 2019.

I lyset af ovenstående er de 11 bistaders placering i Thy så nogle af de undtagelser fra den generelle rådgivning om at der ikke er problemer. Konkret bedes det vurderes om de 11 stadepladser i Thy kan de være særligt problematiske i forhold til de vilde bier (og andre nektarspisere/bestøvere)?

Hovedparten af honningbistaderne udsættes i Thy under hedelyngens blomstring. Nærværende beregninger af honningpotentialer i hedelyng, som er honningbiernes primære fødegrundlag i samme periode, viser at den mængde nektar der anvendes af honningbier, generelt udgør en brøkdel af lyngens produktion indenfor honningbiernes flyveafstand. To biarter er oligolektiske på lyng, men disse er almindeligt forekommende på heder. De resterende 6 oligolektiske arter, som forekommer i sensommeren, vurderes ikke at have afgørende overlap i fødegrundlag med honningbier. Konkret vurderes det derfor, at placering af 15-30 honningbistader på 10 af de 11 stadepladser i lyngens blomstringsperiode er uproblematiske. Kun for Kronens hede er hedearealet så beskedent, at honningbiernes mulige nektarindbæring i døgn med maksimal indsamling ikke kan dækkes udelukkende fra hedelyng indenfor 2 km af stadepladsen.

4. Risikovurdering af effekter af stadepladser i Thy og besvarelse

Forfattere: Beate Strandberg, Morten Strandberg, Peter Borgen Sørensen

Der er ikke foretaget undersøgelser af konkurrenceforhold mellem honningbier og vilde bier, der er specifikke for danske forhold og dermed heller ikke for områderne i Thy, hvor stadepladserne ligger. Der foreligger imidlertid en del udenlandske studier, hvor viden kan inddrages i en risikovurdering af mulige effekter ved udsætning på stadepladserne i Thy. Nedenfor beskrives de mulige påvirkninger kort.

4.1 Studier af effekter af konkurrence på vilde bestøvere

I 2018 udkom to notater fra AU om emnet (Kryger og Dupont 2018; Strandberg et al. 2018). De undersøgelser, der indgik i de to notater er ikke gennemgået her, idet der henvises til notaterne. Effekten af konkurrence var i de indgående studier undersøgt på parametrene blomsterbesøg, kolonivægt, reduceret arbejderstørrelse, vækst og reproduktion, hvoraf kun de to sidstnævnte parametre kan sige noget om langtidspåvirkninger på de vilde bier. Ingen af studierne sammenholdt imidlertid den hyppigst anvendte måleparameter, blomsterbesøg, med påvirkninger i vækst og reproduktion. Siden er publiceret et studie, der netop sammenholder disse parametre (Henry og Rodet 2018). Dermed vil det være muligt at sammenholde honningbiens blomsterbesøg med observerede påvirkninger af vilde bier, hvilket er centralt for risikovurderingen (se nedenfor). Endvidere har et nyt studie (Valido et al. 2019) påvist at bestøversamfundet ændres dramatisk når honningbier udsættes. Det er således ikke udelukkende fødespecialister – de såkaldte oligolektiske arter – men også polylektiske arter som fx humlebier, der kan påvirkes ved udsætningen, hvilket er i overensstemmelse med Goulson & Sparrow (2009), Torné-Noguera et al. (2014), og Henry & Rodet (2018). Også hvor der er masseblomstrende arter til stede søger honningbier føde på flere plantearter (fx Valido et al. 2019, Dupont & Olesen 2009) og vil dermed kunne påvirke alle arter af bier, der forekommer i området under udsætningen. For hedesystemerne i Thy giver tabellen i Appendiks 1 et overblik over hvilke arter, der potentielt kan forekomme i udsætningsperioden og dermed påvirkes af udsætningen.

Henry og Rodet (2018) undersøgte effekter af udsætning af honningbier i den rosmarindominerede sydeuropæiske naturtype garrigue. Den gennemsnitlige tæthed af bistader i områderne var 0,15 stader/ha, og den gennemsnitlige besøgsrate af honningbier i blomsterne var 15,3 hhv. 12,9 gange tætheden af vilde bier i de to forsøgsår. Henry og Rodet fandt effekter (55 % reduktion i tæthed, 50 % reduktion i indsamling af nektar) på de vilde bier op til en afstand af 900 meter fra stadepladserne med aftagende effekter mellem 600 og 900 meter. Samtidig fandt de at honningbierne indbyrdes (intraspecifik konkurrence) påvirkede nektarfødesøgningen i afstande op til 1100 m og pollenindsamlingssucces i afstande større end 1200 m. Ved en gennemsnitlig tæthed af 29,6 stader per stadeplads fandt de negative effekter på de vilde bier.

Henry og Rodet (2018) fandt at forekomsten af vilde bier i rosmarin aftog signifikant med nærhed til bistader og antal af bistader, men først året efter honningbiudsætningen. Dette fortolkes således, at vilde bier spreder sig over større afstande ved tilstedeværelse af honningbier. Desuden blev der ikke

fundet effekt af honningbiudsætning på de vilde biers pollenindsamling. Henry og Rodet fandt at det var mere retvisende at anvende afstand fra stadepladsen, som mål for konkurrenceforholdet, fremfor at anvende den gennemsnitlige kolonitæthed. På den baggrund opstillede Henry og Rodet en simpel model for den arealmæssige andel af naturtypen, hvor de vilde bier blev negativt påvirket, som funktion af afstand mellem stadepladserne.

4.2 Natur- og miljømæssig risikovurdering

Risikovurdering er en standardmetode man benytter når man vil vurdere hvilke effekter en aktivitet kan have på enten mennesker eller natur og miljø. Det kunne fx være effekter af en ny vej, en bro, invasive arter, pesticider – eller som det er tilfældet her udsætning af honningbier på stadepladser. Hvis man ikke laver en risikovurdering fx fordi man mener at der er for lidt relevant viden om et emne men alligevel gennemfører aktiviteten – laver man faktisk en vurdering alligevel, hvor man antager at der ikke er nogen risiko eller negativ effekt forbundet med den pågældende aktivitet. Et grundlæggende princip for risikovurderinger er også at vurderingen foretages på det bedst mulige eksisterende datagrundlag og hvis der i fremtiden gennemføres nye undersøgelser, der dokumenterer at effekten er anderledes end hvad man hidtil har baseret beregningerne på, vil man kunne genberegne påvirkningerne og foretage en ny risikovurdering.

Til brug for en risikovurdering opstilles en risikomodel baseret på viden fra eksisterende undersøgelser, som beregner hvor der er risiko for at den aktuelle aktivitet vil have en negativ påvirkning.

4.3 Risikomodel for effekt af honningbikonkurrence på vilde bier

Risikomodellen for effekt af honningbikonkurrence på vilde bier beregner hvor (i hvilken afstand til stadepladsen), der er risiko for at opstilling af et givet antal honningbistader (tæthed af honningbier) vil have en negativ effekt på de vilde bier, der søger føde samme sted som honningbieren (på hedearealet).

I modellen, der er detaljeret beskrevet i Appendiks 4, indgår fire variable:

N - antal stader på stadepladsen,

d - dækningen af planter, der udgør føderessourcen, her hedelyng på hedearealet. I klitheder er dækningen, som beskrevet i afsnit 1.2.2, 27 %,

Z - antallet af fourageringsture honningbieren fra et stade foretager per dag. I risikoanalysen af stadepladserne nedenfor er Z sat til 120.000, se i øvrigt App. 3,

V_{kr} - den kritiske tæthed af honningbier per m² per dag ved hvilken eller højere tætheder negativt påvirker på de vilde bier inden for honningbiens trækafstand fra stadepladsen ikke kan udelukkes. Når nektarressourcerne omkring stadepladsen er rigelige antages det at tætheden af honningbier aftager eksponentielt med afstanden fra stadepladsen. I risikoanalysen nedenfor benyttes to værdier, 1,5 hhv. 1,9 bier/m²/dag, som er baseret på eksisterende undersøgelser af konkurrenceforhold og nektarproduktion i hedelyng (se i øvrigt Appendiks 4).

Ved brug af modellen (ligning 10 i Appendiks 4) kan den kritiske afstand, r_{kr} , udregnes. r_{kr} er den afstand til stadepladsen inden for hvilken der er risiko for at de vilde bier påvirkes negativt af konkurrencen fra honningbier.

4.4 Risikoanalyse af de 11 udbudte stadepladser i Nationalpark Thy

Baseret på en kritisk tæthed af honningbier på 1,5 honningbier/m²/dag (se Appendiks 4) og det hedeareal, der ligger inden for en radius på 1 km til de 11 stadepladser i Thy, viser risikoanalysen at den kritiske afstand til stadepladserne er mellem 574 m og 2683 m (Tabel 4.4.1). For seks af stadepladserne (markeret med gult i Tabel 4.4.1), Kronens Hede (Nr. 4), Lodbjerg Plantage øst – Stenbjerg 21c (Nr.5), Stenbjerg 202b (Nr. 7), Fosdal Plantage (Nr. 8), Korsø Plantage (Nr. 9) og Madsbøl Plantage (Nr. 10), skal man ud på en større afstand end 1 km fra stadepladsen før risikoen for påvirkning af vilde bier pga. konkurrencen fra honningbier kan udelukkes. For de restende fem stadepladser, Kællingvigvej (Nr. 1), Nystrupvej (Nr. 2), Tvorup (Nr. 3), Lodbjerg 38h (Nr. 6) og Lodbjerg 13d (Nr. 11), er den nødvendige kritiske afstand til stadepladsen mindre end 1 km (Tabel 4.4.1).

Hvis risikoanalysen baseres på hedearealet (føderessourcen) inden for en radius på 2 km til stadepladsen vil den kritiske afstand være mellem 540 m og 3957 m (Tabel 4.4.1). På to stadepladser, Kronens Hede (Nr. 4) og Fosdal Plantage (Nr. 8), skal man fortsat mere end 1 km fra stadepladsen for at eliminere risikoen for at vilde bier bliver påvirket af tilstedeværelsen af honningbier. På Stenbjerg 202b (Nr. 7), hvor hedearealet bliver markant større når man går ud til en radius på 2 km (øges fra 39 ha til 739 ha), viser analysen, der baserer sig på dette, at det betydeligt større hedeareal resulterer i, at den kritiske afstand til stadepladsen reduceres og bliver mindre end 1 km. Det modsatte gør sig gældende for stadepladsen Lodbjerg 38h (Nr. 6), hvor hedearealet ikke øges væsentligt når man inddrager arealet ud til 2 km fra stadepladsen. Her bevirker det at risikoanalysen viser en kritisk afstand på mere end 1 km fra stadepladsen (1196 m; Tabel 4.4.1).

Tabel 4.4.1. Den kritiske afstand til stadepladsen, dvs. den afstand til stadepladsen som man skal udenfor før der ikke er risiko for negative effekter på vilde bier, beregnet for de 11 udbudte stadepladser i Thy, hvor N er 15 hhv. 30 stader, d-hedelyng er 0,27, Z = 120.000 og den kritiske tæthed af honningbier, V_{kr}, er 1,5 bier/m²/dag. Den gule markering viser stadepladser, hvor den kritiske radius for effekter er større end beregningsgrundlaget, dvs. man skal længere fra stadepladsen end 1 hhv. 2 km før der ikke er risiko for effekter.

Plads nr	navn	Antal stader	1 km radius				2 km radius			
			Hedeareal (ha)	dækning hedelyng	d-effektiv	kritisk afstand	Hedeareal (ha)	dækning hedelyng	d-effektiv	kritisk afstand
1	Kællingvigvej	15	150	0,48	0,13	732	951	0,76	0,20	582
2	Nystrupvej	15	244	0,78	0,21	574	1104	0,88	0,24	540
3	Tvorup	30	259	0,83	0,22	788	785	0,63	0,17	905
4	Kronens hede	15	17	0,05	0,01	2192	21	0,02	0,00	3957
5	Lodbjerg Plantage ø	30	76	0,24	0,07	1453	402	0,32	0,09	1265
6	Lodbjerg 38h	15	113	0,36	0,10	845	225	0,18	0,05	1196
7	Stenbjerg 202b	15	39	0,13	0,03	1427	739	0,59	0,16	660
8	Fosdal Pl	30	22	0,07	0,02	2683	80	0,06	0,02	2839
9	Korsø Pl	30	82	0,26	0,07	1397	178	0,14	0,04	1902
10	Madsbøl Pl	15	73	0,23	0,06	1048	301	0,24	0,06	1033
11	Lodbjerg 13d	15	97	0,31	0,08	911	415	0,33	0,09	880

Risikoanalysen giver som tidligere nævnt mulighed for at undersøge hvordan andre forudsætninger påvirker udfaldet af analysen. Vi har derfor også undersøgt hvorledes en kritisk tæthed af honningbier på 1,9 honningbier/m²/dag påvirker analysen (Tabel 4.4.2). Denne tæthed forventer vi kan resultere i påvirkninger på linje med hvad Henry og Rodet (2018) fandt i rosamarin, men nu estimeret for hedelyng (se baggrund for denne beregning i

Appendiks 4). Overordnet set er resultaterne af risikoanalysen identiske med resultaterne baseret på en kritisk tæthed på 1,5 honningbier/m²/dag. Den nødvendige afstand til stadepladsen for upåvirkede forhold er en smule mindre og fx betyder det, at de vilde bier på stadepladsen Madsbøl Plantage (Nr. 10) bliver mindre end 1 km (Tabel 4.4.2), hvor den baseret på en kritisk tæthed på 1,5 honningbier/m²/dag er større end 1 km (Tabel 4.4.1).

I risikoanalyserne er betydningen af at der i flere områder er væsentligt flere bistader indenfor 1 km radius end det antal stader, der er udbudt på stadepladsen, ikke inddraget i analysen. Det gælder for seks stadepladser (Nr. 1, 3, 5, 6, 7 og 11), hvor der yderligere kendes til opstilling af hhv. 10, 40, 15, 10, 60 og 40 stader inden for 1 km radius. Desuden er der i analysen ikke taget hensyn til at tre af stadepladserne har overlappende fødesøgningsområder. Det gælder de tre stadepladser i Lodbjerg (Nr. 5, 6 og 11). Endelig er det sandsynligt at der også er overlappende fødesøgningsområder med nogen af de øvrige 39 stadepladser, der ikke er udbudt i 2019. Alle faktorer som vil øge sandsynligheden for negative effekter på de vilde bier.

Tabel 4.4.2. Den kritiske afstand til stadepladsen, dvs. den afstand til stadepladsen som man skal udenfor før der ikke er risiko for negative effekter på vilde bier, beregnet for de 11 udbudte stadepladser i Thy, hvor beregningsgrundlaget er det samme som i Tabel 4.4.1 bortset fra den kritiske tæthed af honningbier, V_{kr} , der er 1,9 bier/m²/dag. Den gule markering viser stadepladser, hvor den kritiske radius for effekter er større end beregningsgrundlaget, dvs. man skal længere fra stadepladsen end 1 hhv. 2 km før der ikke er risiko for effekter.

Plads nr	navn	Antal stader	1 km radius				2 km radius			
			Hedeareal (ha)	dækning hedelyng	d-effektiv	kritisk afstand	Hedeareal (ha)	dækning hedelyng	d-effektiv	kritisk afstand
1	Kællingvigvej	15	150	0,48	0,13	651	951	0,76	0,20	517
2	Nystrupvej	15	244	0,78	0,21	510	1104	0,88	0,24	480
3	Tvorup	30	259	0,83	0,22	700	785	0,63	0,17	804
4	Kronens hede	15	17	0,05	0,01	1948	21	0,02	0,00	3516
5	Lodbjerg Plantage ø	30	76	0,24	0,07	1291	402	0,32	0,09	1124
6	Lodbjerg 38h	15	113	0,36	0,10	751	225	0,18	0,05	1063
7	Stenbjerg 202b	15	39	0,13	0,03	1268	739	0,59	0,16	586
8	Fosdal Pl	30	22	0,07	0,02	2384	80	0,06	0,02	2522
9	Korsø Pl	30	82	0,26	0,07	1241	178	0,14	0,04	1690
10	Madsbøl Pl	15	73	0,23	0,06	931	301	0,24	0,06	918
11	Lodbjerg 13d	15	97	0,31	0,08	810	415	0,33	0,09	782

4.5 Besvarelse af spørgsmål

Spørgsmål 1. I lyset af tidligere rådgivning om at der ikke er noget generelt problem med tamme honningbier under danske forhold bedes AU komme med eksempler på de særlige tilfælde hvor der kan være lokale problemer.

Baseret på eksisterende undersøgelser af effekter af honningbier på vilde bier samt den gennemførte risikoanalyse kan vi konkludere at der altid er risiko for at de vilde bier påvirkes negativt i en vis afstand (kritisk afstand til stadeplads) fra stadet/staderne. Hvor stor denne afstand er afgøres af en række parametre hvor antal stader, dækningen af egnede fødeplanter og fødeplanternes nektarproduktion og sukkerindhold er de væsentligste. Hvis man vil sikre hensynet til vilde bier og andre blomsterbesøgende insekter er det derfor altid nødvendigt at gennemføre en risikoanalyse forud for udsætning af honningbier, hvor man tager hensyn til føderessourcen i det specifikke område i

den periode, hvor stadepladsen vil være i brug, og for det antal bistader, der påtænkes udsat. Den gennemførte risikoanalyse er udelukkende baseret på nektarressourcen, hvilket er relevant når man er sidst på sæsonen, hvor hede-lyngen blomstrer. På dette tidspunkt er især behovet for nektar stort. På andre tidspunkter af sæsonen og ved andre planteressourcer end hedelyng vil det være relevant også at inddrage pollenressourcen i en risikoanalyse.

Spørgsmål 2. I lyset af ovenstående er de 11 bistaders placering i Thy så nogle af de undtagelser fra den generelle rådgivning om at der ikke er problemer. Konkret bedes det vurderes om de 11 stadepladser i Thy kan de være særligt problematiske i forhold til de vilde bier (og andre nektarpisere/bestøvere)?

De 11 udbudte stadepladser i Thy kan ikke anses for at være undtagelser men følger det generelle respons, som er beskrevet i svaret på spørgsmål 1. Risikoanalysen viser at den kritiske afstand, dvs. den afstand til stadepladsen som man skal udenfor før der ikke er risiko for negative effekter på vilde bier for de 11 udbudte stadepladser varierer fra 510 m til 2384 m (Tabel 4.4.2), hvis beregningsgrundlaget er forekomsten af hede inden for 1 km til stadepladsen. Baseres analysen på forekomsten af hede inden for 2 km vil den kritiske afstand ligge mellem 480 og 3516 meter (Tabel 4.4.2). Hvorvidt en given stadeplads er særligt problematisk må afhænge af en vurdering, som ikke ligger inden for dette notat. Det vil i en sådan vurdering være relevant at tage hensyn bl.a. til forekomsten af små populationer af sjældne bier herunder truede arter inden for det specifikke område.

De fundne kritiske afstande adskiller sig på ingen måde fra hvad man ser i andre lande. Fx konkluderede Henry og Rodet (2018) at en afstand på 2,2 km eller mindre mellem stadepladser med ca. 30 stader pr. stadeplads medførte at samfundet af vilde bier var påvirket på hele arealet, og at en afstand på 3,1 km mellem stadepladser vil friholde halvdelen af naturarealet for honningbiernes påvirkning. I Holland anbefales at den maksimale tæthed af honningbier i masseblomstrende lyng er 0,5 stader pr hektar lynghede, dog således at der ikke opstilles stader inden for en afstand af 1,5 km til bestande af kritisk truede vilde bier i Holland (van der Spek 2012). Ved brug af den præsenterede risikomodell vil man kunne beregne hvilken afstand til beskyttelseskrævende populationer af vilde bier, der vil være nødvendig, hvis man skal eliminere risikoen for at populationerne påvirkes negativt ved udsætning af honningbier.

5. Referencer

- Bak, J. 2014. Critical Loads for Nitrogen Based on Criteria for Biodiversity Conservation. *Water Air Soil Pollution* 225, 2180.
- Baude, M., Kunin, W.E., Boatman, N.D., Conyers, S., Davies, N., Gillespie, M.A.K. *et al.* (2016). Historical nectar assessment reveals the fall and rise of floral resources in Britain. *Nature*, 530, 85-88.
- Beekman, M., Ratnieks, F.L. 2000. Long-range foraging by the honey-bee, *Apis mellifera* L. *Functional Ecology* 14(4), 490-496.
- Biesmeijer, J.C., Roberts, S.P.M., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T. *et al.* (2006). Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science*, 313, 351-354.
- Blindbæk, T. (2016). Competition between honeybees and wild Danish bees in an urban area. MSc Thesis, Aarhus University, *Denmark*.
- Brunbjerg, A. K., Svenning, J. C., Ejrnæs, R. 2014. Experimental evidence for disturbance as key to the conservation of dune grassland. *Biological Conservation*, 174, 101-110.
- Brunbjerg, A. K., Jørgensen, G. P., Nielsen, K. M., Pedersen, M. L., Svenning, J. C., Ejrnæs, R. 2015. Disturbance in dry coastal dunes in Denmark promotes diversity of plants and arthropods. *Biological Conservation*, 182, 243-253.
- Brunbjerg, A. K., Høye, T. T., Eskildsen, A., Nygaard, B., Damgaard, C. F., Ejrnæs, R. 2017. The collapse of marsh fritillary (*Euphydryas aurinia*) populations associated with declining host plant abundance. *Biological Conservation*, 211, 117-124.
- Brunbjerg, A. K., Bruun, H. H., Dalby, L., Fløjgaard, C., Frøslev, T. G., Høye, T. T., Goldberg, I., Læssøe, T., Hansen, M. D. D., Brøndum, L., Skipper, L., Fog, K., Ejrnæs, R. 2018. Vascular plant species richness and bioindication predict multi-taxon species richness. *Methods in Ecology and Evolution*, 9, 2372-2382.
- Calabuig, I., Madsen, H. B. 2009. Kommenteret checkliste over Danmarks bier - del 2: Andrenidae (Hymenoptera, Apoidea). *Entomologiske Meddelelser* 77, 83-113.
- Couvillon, M.J., Schürch, R. & Ratnieks, F.L.W. (2014). Waggle dance distances as integrative indicators of seasonal foraging challenges. *PLOS ONE*, 9, e93495.
- Degn, HJ. 2019. Heden. Aarhus Universitetsforlag. 271 s.
- Dupont, Y.L., Olesen, J.M. 2009. Ecological modules and roles of species in heathland plant-insect visitor networks. *Journal of Animal Ecology*, 78(2), 346-353.
- Dupont, Y.L. & Søgaard Jørgensen, A. (2017). Bybier og landbier. *Tidsskrift for Biavl*, 7, 210-215.

- Dupont, Y.L., Damgaard, C. & Simonsen, V. (2011). Quantitative historical change in bumblebee (*Bombus* spp.) assemblages of red clover fields. *PLoS One*, 6, e25172.
- Elbgami T, Kunin WE, Hughes WOH, Biesmeijer JC. 2014. The effect of proximity to a honeybee apiary on bumblebee colony fitness, development, and performance. *Apidologie* 45; 504-513.
- Ellington, C.P., Machin, K.E. & Casey, T.M. (1990). Oxygen consumption of bumblebees in forward flight. *Nature*, 347, 472-473.
- Ejrnæs, R., Wiberg-Larsen, P., Holm, T.E., Josefson, A., Strandberg, B., Nygaard, B., Andersen, L.W., Winding, A., Termansen, M., Hansen, M.D.D., Søndergaard, M., Hansen, A.S., Lundsteen, S., Baattrup-Pedersen, A., Kristensen, E., Krogh, P.H., Simonsen, V., Hasler, B., Levin, G. 2011. Danmarks biodiversitet 2010 – status, udvikling og trusler. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 152 sider – Faglig rapport fra DMU nr. 815.
- Enkegaard, A., Kryger, P., Boelt, B. 2016a. Determinants of nectar production in heather. *Journal of Apicultural Research* 55(1), 100-106.
- Enkegaard, A., Kryger, P., Boelt, B. 2016b. Determinants of nectar production in oilseed rape. *Journal of Apicultural Research* 55(1), 89-99.
- EU 1992. Habitatdirektivet 1992. (Direktiv 92/43/EØF af 21. maj 1992)
- EU, 2003. EC Habitats Directive Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the Conservation of Natural Habitats and of Wild Fauna and Flora 2003 EC Habitats Directive Brussels, Belgium
- Evans, E., Smart, M., Cariveau, D. & Spivak, M. 2018. Wild, native bees and managed honey bees benefit from similar agricultural land uses. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 268, 162-170.
- Forup, M.L. & Memmott, J. 2005. The relationship between the abundances of bumblebees and honeybees in a native habitat. *Ecological Entomology*, 30, 47-57.
- Fæster, K. (1965). Hymenoptera aculeata fra Hanstedreservatet. *Entomologiske Meddelelser*, 30(2).
- Goulson, D. 2003. Effects of Introduced Bees on Native Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 1-26.
- Goulson, D., Sparrow, K.R. 2009. Evidence for competition between honeybees and bumblebees; effects on bumblebee worker size. *Journal of Insect Conservation* 13, 177– 181.
- Goulson, D., Nicholls, E., Botías, C. & Rotheray, E.L. 2015. Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science*, 347.
- Greve, M.B., Kryger, P. 2019. Planårsopdatering og udbygning af GIS-modellen til regulering af økologisk biavl. Notat til Landbrugsstyrelsen 20/3 2019.
- Hagen, M. & Dupont, Y.L. (2013). Inter-tegular span and head width as estimators of fresh and dry body mass in bumblebees (*Bombus* spp.). *Insectes Sociaux*, 1-7.

- Hansen, P.K. 2014. De vilde bier i Nationalpark Thy. Specialrapport fra Københavns Universitet.
- Hartvig, P. 2015. Atlas Flora Danmark. Gyldendal.
- Hatjina, F., Costa, C., Büchler, R., Uzunov, A., Drazic, M., Filipi, J. *et al.* 2014. Population dynamics of European honey bee genotypes under different environmental conditions. *Journal of Apicultural Research*, 53, 233-247.
- Henriksen, H.J. Kreutzer, I. 1982. Skandinaviens dagsommerfugle i naturen. Skandinavisk Bogforlag, Odense 1982.
- Henry, M., Rodet, G. 2018. Controlling the impact of the managed honeybee on wild bees in protected areas. *Sci. Rep.* 8. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-27591-y>.
- Herbertsson L, Lindström S.A.M., Rundlöf, M., Bommarco, R., Smith, H.G. 2016. Competition between managed honeybees and wild bumblebees depends on landscape context. *Basic and Applied Ecology*, 17, 609-616.. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2016.05.001>
- Hicks, D. M., Ouvrard, P., Baldock, K. C. R., Baude, M., Goddard, M. A., Kunnin, W. E., Mitschunas, N., Memmott, J., Morse, H., Nikolitsi, M., Osgathorpe, L. M., Potts, S. G., Robertson, K. M., Scott, A. V., Sinclair, F., Westbury, D. B., Stone, G. N. 2016. Food for Pollinators: Quantifying the Nectar and Pollen Resources of Urban Flower Meadows. *PLoS One* 11:e0158117
- Holm, E. (2016). Danmarks Biavlerforening 150 års jubilæum. Danmarks Biavlerforening, Sorø.
- Hudewenz A., Klein, A.-M. 2013. Competition between honey bees and wild bees and the role of nesting resources in a nature reserve. *Journal of Insect Conservation*. 17, 1275-1283. <https://doi.org/10.1007/s10841-013-9609-1>
- Hudewenz A., Klein, A.-M. 2015. Red mason bees cannot compete with honey bees for floral resources in a cage experiment. *Ecology and Evolution* 5, 5049-5056. <https://doi.org/10.1002/ece3.1762>
- Hung, K.-L.J., Kingston, J.M., Albrecht, M., Holway, D.A. & Kohn, J.R. (2018). The worldwide importance of honey bees as pollinators in natural habitats. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285.
- IPBES 2016. The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. S.G. Potts, V. L. Imperatriz-Fonseca, and H. T. Ngo, (eds). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 552 pages. https://www.ipbes.net/sites/default/files/downloads/pdf/spm_deliverable_3a_pollination_20170222.pdf
- Janssens, X., Bruneau, É., Lebrun, P. 2006. Prévision des potentialités de production de miel à l'échelle d'un rucher au moyen d'un système d'information géographique. *Apidologie* 37(3), 351-365.

- Johnson, M.D. (1988). The relationship of provision weight to adult weight and sex ratio in the solitary bee, *Ceratina calcarata*. *Ecological Entomology*, 13, 165-170.
- Kerr, N.Z., Crone, E.E. & Williams, N.M. 2019. Integrating vital rates explains optimal worker size for resource return by bumblebee workers. *Functional Ecology*, 33, 467-478.
- Kohl, P.L., Rutschmann, B. 2018. The neglected bee trees: European beech forests as a home for feral honey bee colonies. *PeerJ*. 6:e4602.
- Kryger, P., Enkegaard, A., Strandberg, B., Axelsen, J.A. 2011. Bier og blomster - honningbiens fødegrundlag i Danmark. DJF rapport 2011 Markbrug 150
- Kryger, P. Dupont, Y. 2018. Konkurrence mellem honningbier og vilde bier. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug.
- Kryger, P. & Greve, M.B. 2018. Estimation of the number of honey bee colonies in Denmark. *DCA notat* Nr. 2018-760-000886, 1-2.
- Lindström, S.A.M., Herbertsson, L., Rundlöf, M., Bommarco, R., Smith H.G. 2016. Experimental evidence that honeybees depress wild insect densities in a flowering crop. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 283. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.1641>
- Louveaux, J., 1973. The acclimatization of bees to a heather region. *Bee world*, 54(3), pp.105-111.
- Madsen, H.B., Calabuig, I. 2008. Kommenteret checkliste over Danmarks bier – Del 1: Colletidae (Hymenoptera, Apoidea). *Entomologiske Meddelelser* 76 (2), 145-163
- Madsen, H.B., Calabuig, I. 2010. Kommenteret checkliste over Danmarks bier – Del 3: Melittidae & Megachilidae (Hymenoptera, Apoidea) . *Entomologiske Meddelelser* 78, 73-99
- Madsen, H.B., Calabuig, I. 2011. Kommenteret checkliste over Danmarks bier – Del 4: Halictidae (Hymenoptera, Apoidea) . *Entomologiske Meddelelser* 79, 85-115
- Madsen, H.B., Calabuig, I. 2012. Kommenteret checkliste over Danmarks bier – Del 5: Apidae (Hymenoptera, Apoidea) . *Entomologiske Meddelelser* 80, 7-52.
- Madsen, H.B. & Dupont, Y.L. 2013. Vilde bier. *Natur og Museum*, 1, 1-36.
- Mallinger, R.E., Gaines-Day, H.R., Gratton, C. 2017. Do managed bees have negative effects on wild bees? A systematic review of the literature. *PLoS One* 12: e0189268.
- Meikle, W.G., Holst, N., Colin, T., Weiss, M., Carroll, M.J., McFrederick, Q.S. *et al.* 2018. Using within-day hive weight changes to measure environmental effects on honey bee colonies. *PLOS ONE*, 13, e0197589.
- Memmott, J., Waser, N. & Price, M.V. 2004. Tolerance of pollination networks to species extinctions. *Proceedings of the Royal Society of London Series B*, 271, 2605-2611.

Miljøstyrelsen (netpubl) <https://mst.dk/natur-vand/natur/national-naturbeskyttelse/3-beskyttede-naturtyper/arealopgoerelse/>

Moritz, R.F., Kraus, F.B., Kryger, P., Crewe, R.M. 2007. The size of wild honeybee populations (*Apis mellifera*) and its implications for the conservation of honeybees. *Journal of Insect Conservation* 11(4), 391-397.

Møller, C.B. 2018. Hoverfly diversity in relation to heathland management. Master Thesis, University of Copenhagen.

Nielsen, N.J. 1945. Biavl mellem klitter og hedebakker. Haandbog i biavl redigeret af G Holst Jensen Danmarks biavlerforening 1945 pp. 409-414

Nieto, A., Roberts, S.P.M., Kemp, J., Rasmont, P., Kuhlmann, M., García Criado, M., Biesmeijer, J.C., Bogusch, P., Dathe, H.H., De la Rúa, P., De Meulemeester, T., Dehon, M., Dewulf, A., Ortiz-Sánchez, F.J., Lhomme, P., Pauly, A., Potts, S.G., Praz, C., Quaranta, M., Radchenko, V.G., Scheuchl, E., Smit, J., Straka, J., Terzo, M., Tomozii, B., Window, J. and Michez, D. 2014. European

NOVANA klithede: <http://novana.au.dk/naturtyper/kystklitter/klithede-2140/artssammensaetning/>

NOVANA tør hede: <http://novana.au.dk/naturtyper/indlandsklitter/toerhede-4030/artssammensaetning/>

Nygaard, B., Nielsen, K.E., Damgaard, C., Bladt, J., Ejrnæs, R. 2014. Fagligt grundlag for vurdering af bevaringsstatus for terrestriske naturtyper. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 142 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 118 <http://dce2.au.dk/pub/SR118.pdf>

Nygaard, B., Holm, T.E., Therkildsen, O.R., Nielsen, R.D., Bladt, J., Bregnballe, T., Clausen, P., Damgaard, C., Ejrnæs, R., Galatius, A., Lauritsen, T., Mikkelsen, P., Nielsen, K.E., Petersen, I.K., Sveegaard, S., Søgaard, B., Teilmann, J. & Wind, P. (netpublikation): NOVANA.au.dk. Rapportering af NOVANA's delprogram for terrestriske naturtyper og arter. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. www.novana.au.dk.

Odgaard, B.V. 2008. The Holocene Vegetation History of Northern West Jutland, Denmark. *Nordic Journal of Botany* 14(4), 402 - 402.

Olesen, J.M., Bascompte, J., Dupont, Y.L. & Jordano, P. 2007. The modularity of pollination networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 104, 19891-19896.

Paini, D.R. 2004. Impact of the introduced honey bee (*Apis mellifera*) (Hymenoptera: Apidae) on native bees: A review. *Austral Ecology*, 29, 399-407.

Powney, G.D., Carvell, C., Edwards, M., Morris, R.K.A., Roy, H.E., Woodcock, B.A. et al. 2019. Widespread losses of pollinating insects in Britain. *Nature Communications*, 10, 1018.

Rasmussen, C. Schmidt, H.T. Madsen, H.B. 2016. Distribution, phenology and host plants of Danish bees (Hymenoptera, Apoidea). *Zootaxa* 4212 (1), 1-100.

- Roffet-Salque, M., Regert M, Evershed RP, Outram AK, Cramp LJ, Decavallas O, Dunne J, Gerbault P, Mileto S, Mirabaud S, Pääkkönen M. Widespread exploitation of the honeybee by early Neolithic farmers. *Nature*. 2015 Nov;527(7577):226.
- Ro-Poulsen, H. 2018. Heathland bee assemblages: management effect on abundance and diversity. Master Thesis, University of Copenhagen.
- Ruttner, F. 1988. *Biogeography and Taxonomy of Honeybees*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Seeley, T.D. 1985. *Honeybee ecology: a study of adaptation in social life*. Princeton University Press.
- Southwick, E.E. 1985. Allometric relations, metabolism and heart conductance in clusters of honey bees at cool temperatures. *Journal of Comparative Physiology B*, 156, 143-149.
- Southwick, E.E. & Pimentel, D. (1981). Energy efficiency of honey production by bees. *BioScience*, 31, 730-732
- Steffan-Dewenter, I. & Tscharntke, T. 2000. Resource overlap and possible competition between honey bees and wild bees in central Europe. *Oecologia*, 122, 288-296.
- Strandberg, M., Strandberg, B., Ejrnæs, R. 2018. Honningbiers effekt på vilde bier i naturområder. DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Søgaard Jørgensen, A., Theuerkauf, R.T. & Frejvald, P. 2016. Biernes fødegrundlag. *Tidsskrift for Biavl*, 11, 2-36.
- Torné-Noguera, A., Rodrigo, A., Arnan, X., Osorio, S., Barril-Graells, H., Correia da Rocha-Filho, L., et al. 2014. Determinants of spatial distribution in a bee community: Nesting resources, flower resources, and body size. *PLoS ONE*, 9(5), e97255. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0097255>
- Torné-Noguera, A., Rodrigo, A., Osorio, S. Bosch, J. 2016. Collateral effects of beekeeping: Impacts on pollen-nectar resources and wildbee communities. *Basic Appl. Ecol.* 17, 199-209.
- Valido, A., Rodriguez-Rodriguez, M.C., Jordano, P. 2019. Honeybees disrupt the structure and functionality of plant-pollinator networks. *Nature, Scientific Reports* 9, 4711.
- van der Spek, E. 2012. Effecten van honingbijen, *Apis mellifera*, op insecten in natuurterreinen. *Entomologische Berichten* 72 (1-2), 103 - 110.
- vanEngelsdorp, D. & Meixner, M.D. 2010. A historical review of managed honey bee populations in Europe and the United States and the factors that may affect them. *Journal of Invertebrate Pathology*, 103, S80-S95.
- Vejsnæs, F. 2011. Biavl i Danmark: En spørgeskemaundersøgelse af et repræsentativt udsnit af danske biavlere (Beekeeping in Denmark: A questionnaire survey of a representative subset of Danish beekeepers) (In Danish). *Tidsskrift for Biavl*, 146, 1-28.

Appendiks 1

Tabel A1.1. Arter, der er oligolektiske på lyng (Ericaceae) og er fundet/finde i Thy. I kolonnen Registrering betyder X at arten er registreret i Hansted Reservatet af hhv. Fæster (1965) i perioden 1950-1965 eller af Hansen (2014) efter 2000. Forekomst i Thy baseret på museums- og private samlinger (jf. Rasmussen et al. 2016) er anført som angivet x³ jf. fodnoterne. Levevis er angivet for følgende fire grupper: O-lyng dvs. arter, der er oligolektiske på lyng (Ericaceae), O-andre: dvs. arter, der er oligolektiske på andre plantearter, som blomstrer samtidig med lyng, P: dvs. arter der er polylektiske og fødesøgende i sensommeren, og KP, dvs. arter, der er fødeparasitter (kleptoparasitter) på bier, der er fundet/finde i Thy og er tilknyttet habitater, hvor udsætning af honningbier sker, og hvor flyveperioden ligger inden for lyngens blomstringsperiode. Rødlistestatus i Europa i flg. IUCN (Nieto et al. 2014).

Videnskabeligt navn	Dansk navn	habitat	flyvetid	levevis	Rødlistestatus		Registrering	
					DK	Europa	1950-1965 ¹	Efter 2000 ²
<i>Colletes succinctus</i>	lyngsilkebi	heder	Midt juni – slut sep.	O-lyng		NT	X	X ³
<i>Andrena fuscipes</i>	lyngjordbi	heder	Primo juli – slut sep.	O-lyng		DD	X	X ³
<i>Andrena argentata</i> ⁴	sølvjordbi	heder	Bivoltin, maj + primo juli – midt sep.	O-lyng		DD	X	X ³
<i>Andrena hattorfiana</i>	blåhatjordbi	Overdrev, klitter, heder, hvor blåhat forekommer	Primo juni – slut aug.	O-blåhat (<i>Knautia</i> sp.)		NT	X	X ³
<i>Andrena lapponica</i>	blåbærjordbi	heder	Midt april – slut aug.	O-Blåbær og tyttebær		LC		X
<i>Andrena tarsata</i>	tormentiljordbi	heder	Midt maj – slut sep.	O-tormentil		DD	X	X ³
<i>Bombus soroeensis</i>	klokkehumble	Habitater fx heder, hvor der vokser klokker	Midt april – slut sep.	O-klokker	LC	LC	x	X
<i>Colletes daviesanus</i>	vægsilkebi	tørre sandede habitater (klit, hede, ruderater)	Midt juni – slut aug.	O-Kurveblomstrede (Asteraceae)		LC		X
<i>Colletes impunctatus</i>	klitsilkebi	klitter, klitheder	Midt maj – midt august	O-Ærteblomst-rede (Fabaceae)		VU	x	X ³
<i>Dasypoda hirtipes</i>	pragtbuksebi		Primo juli – midt sep.	O-Kurveblomstrede (Asteraceae)		LC	x	X
<i>Halictus rubicundus</i>	skovvejbi		Midt marts – midt okt.	O-Kurveblomstrede (Asteraceae)		LC	x	X ³
<i>Melitta haemorrhoidalis</i>	Rødhalet høstbi	Habitater fx heder, hvor der vokser klokker	Midt juni – midt sep.	O-Klokker		LC	x	X
<i>Osmia maritima</i>	kystmurerbi	Primært ved kyster	Primo maj – slut sep.	O-Kurvblomstrede (Asteraceae)		EN	x	X
<i>Panurgus banksianus</i>	stor strithårsbi	Sandet jord bl.a. heder	Primo juni – midt aug.	O-Krueblomstrede (Asteraceae)		LC		X

<i>Panurgus calcaratus</i>	Lille strithårsbi	Sandet jord, typisk heder	Midt juni – midt sep.	O-Krumblostmstre-de (Asteraceae)		LC		X ³
<i>Andrena barbilabris</i>	sandjordbi	tørre sandede habitater (klit, hede, ruderater)	primo april - midt aug.	P		DD	x	x
<i>Andrena nigriceps</i> ⁶	mørk sommerjordbi	tørt græsland, heder, klitter	Primo juni – midt sep.	P		DD		X ³
<i>Andrena nigroaenea</i>	sortbrun jordbi	mange forskellige habitater	primo apr. - medio aug	P		LC		x
<i>Anthidium manicatum</i>	stor uldbi		primo juni - midt sep	P		LC		X ³
<i>Anthidium punctatum</i>	lille uldbi		midt maj - ult. Aug.	P		LC	x	X
<i>Bombus cryptarum</i>	pilejordhumle		primo marts - ult. Aug.	P	LC	LC	x	X
<i>Bombus hortorum</i>	havehumle		primo april - midt sep.	P	LC	LC	x	X
<i>Bombus humilis</i>	foranderlig humle		primo april - midt okt	P	VU	LC	X ⁵	
<i>Bombus hypnorum</i>	hushumle		midt marts - midt okt	P	LC	LC	X ⁶	x
<i>Bombus jonellus</i>	hedehumle		primo april - midt sep.	P	LC	LC	x	X
<i>Bombus lapidarius</i>	stenhumle		midt marts - ult sep.	P	LC	LC	x	X
<i>Bombus lucorum</i>	lys jordhumle		midt marts - ult. Sep.	P	LC	LC	x	X
<i>Bombus magnus</i>	kravejordhumme		midt april - midt sep.	P	LC	LC	x	X
<i>Bombus muscorum</i>	moshumle		midt april - ult. Sep.	P	LC	LC	x	X
<i>Bombus pascuorum</i>	agerhumle		primo april - ult sep	P	LC	LC	x	X
<i>Bombus pratorum</i>	lille skovhumle		primo marts - ult. Aug.	P	LC	LC	x	X
<i>Bombus ruderarius</i>	græshumle		midt april - midt sep.	P	NT	LC	x	
<i>Bombus sylvarum</i>	skovhumle		primo maj - ult. Sep	P	NT	LC	X ⁵	
<i>Bombus terrestris</i>	mørk jordhumle		primo marts - midt okt	P	LC	LC	x	x
<i>Bombus veteranus</i>	enghumle		primo maj - ult sep	P	VU	LC	x	
<i>Halictus confusus</i>	hedevejbi	heder	midt april - midt sep.	P		LC	x	X
<i>Halictus tumulorum</i>	bronzvejbi		midt april - midt okt.	P		LC	x	X ³
<i>Hoplitis claviventris</i>	gulsporet		primo maj - ult. Aug.	P		LC	X ⁵	X ³

<i>Hylaeus brevicornis</i>	lille maskebi		primo juni - midt sep	P			LC		X
<i>Hylaeus confusus</i>	engmaskebi		primo juni - midt sep	P			LC	x	X ³
<i>Hylaeus dilatatus</i> Syn. <i>H. annularis</i>	perlemaskebi		primo juni - ult. Aug	P			DD		X
<i>Hylaeus hyalinatus</i>	kantmaskebi		primo maj - ult. Aug	P			LC	X	X ³
<i>Hylaeus incongruus</i> syn. <i>H. gibbus</i>	hedemaskebi	heder	primo juni - ult. Aug	P			LC	X	X
<i>Lasioglossum albipes</i>	græslandsmalbi	Levesteder ved blomsterrige græsland.	midt april - midt okt.	P			LC	x	X ³
<i>Lasioglossum calceatum</i>	moskussmalbi		primo april - midt okt.	P			LC	x	X ³
<i>Lasioglossum fratellum</i>	sort smalbi		primo april - midt sep.	P			LC		X ³
<i>Lasioglossum leucopus</i>	bronzesmalbi		Primo april - midt okt	P			LC		x
<i>Lasioglossum leucozonium</i> ⁶	mat smalbi	Sandet jord, primært klitter og klitheder	Primo maj - slut sep.	P			LC	x	X
<i>Lasioglossum morio</i>	metalsmalbi		midt marts - midt oktober	P			LC		X ³
<i>Lasioglossum punctatissimum</i> ⁶	punkeret smalbi	Sandet jord, bl.a. heder	Primo april - slut sep.	P			LC	x	X
<i>Lasioglossum villosulum</i> ⁶	hedesmalbi	ofte heder	Primo maj - slut okt.	P			LC	x	X
<i>Megachile analis</i>	hedebladskærerbi	Lever primært på heder	primo juli - midt aug.	P			DD	x	X ³
<i>Megachile centuncularis</i>	rosenbladskærerbi		midt maj - midt sep.	P			LC	X ⁵	X ³
<i>Megachile circumcincta</i>	ærtebladskærerbi		primo maj - midt aug.	P			LC	x	x
<i>Megachile leachella</i>	klitbladskærerbi		Midt maj - slut aug.	P			LC	x	X ³
<i>Megachile versicolor</i>	flerfarvet bladskærerbi		midt april - midt sep.	P			DD		X ³
<i>Megachile willughbiella</i>	træboende bladskærerbi		primo juli - midt aug.	P			LC	x	X
<i>Osmia maritima</i>	kystmurerbi	Findes primært ved kyster.	midt april - ult. Juli	P			EN	x	x
<i>Bombus barbutellus</i>	havesnyltehumle		primo maj - midt sep.	KP <i>Bombus hortorum</i>	EN		LC	X	
<i>Bombus bohemicus</i>	lys jordsnyltehumle		midt april - midt sep.	KP <i>Bombus lucorum</i>	LC		LC	x	X
<i>Bombus campestris</i>	agersnyltehumle		midt maj - midt sep.	KP <i>Bombus pascuorum</i>	NT		LC		X ⁴
<i>Bombus norvegicus</i>	hussnyltehumle		midt marts - ult aug.	KP <i>Bombus hypnorum</i>	LC		LC	x	X
<i>Bombus rupestris</i>	stensnyltehumle		primo april - ult sep	KP <i>Bombus lapidarius</i>	LC		LC		X ⁴

<i>Bombus sylvestris</i>	skovsnyltehumle		primo april - ult aug	KP <i>Bombus pratorum</i>	LC	LC	x	X
<i>Coelioxys conica (quadridentata)</i>	hedekaglebi		midt maj - midt sep.	KP Megachile og Anthophora		LC	x	
<i>Coelioxys elongata</i>	Slank keglebi		Midt juni - slut august	KP Megachile		LC	x	
<i>Coelioxys mandibularis</i>	klitkeglebi		midt maj - midt sep.	KP Megachile leachella		LC	x	X
<i>Coelioxys rufescens</i>	rustkeglebi		primo juni - midt aug.	KP Megachile og Anthophora		LC		X ⁴
<i>Epeolus alpinus</i>	klitfiltbi		Midt maj - midt aug.	KP Colletes		LC	x	X ⁴
<i>Epeolus cruciger</i>	hedefiltbi		Midt juni - slut sep.	KP Colletes succinctus		NT	x	X ⁴
<i>Nomada alboguttata</i>	sandhvepsebi		medio maj - ult. Aug.	KP Andrena barbilabris		LC	x	
<i>Nomada armata</i>	blåhathvepsebi		primo maj - ult. Aug.	KP Andrena hattorfiana		NT		X ⁴
<i>Nomada baccata</i>	lille sandhvepsebi		primo juni - ultimo aug.	KP Andrena argentata		NT	x	
<i>Nomada flavopicta</i>	Prikket hvepsebi		Primo juni - slut aug.	KP Melitta haemorrhoidalis		LC		X ⁴
<i>Nomada goodeniana</i>	sortgul hvepsebi		primo april - ultimo aug.	KP Bl.a. Andrena nigroaenea		LC		X ⁴
<i>Sphecodes crassus</i>	Bred klintblodbi		midt april - midt aug	KP Lasioglossum		LC		X ⁴
<i>Sphecodes ephippius</i>	Overdrevblodbi		primo april - ult. Sep.	KP Lasioglossum		LC	X ³	X ⁴
<i>Sphecodes ferruginatus</i>	Rustblodbi		midt maj - midt aug	KP Lasioglossum		LC		X ⁴
<i>Sphecodes geoffrellus</i>	Lille blodbi		midt marts - midt oktober	KP Lasioglossum		LC		X ⁴
<i>Sphecodes monilicornis</i>	Græslandblodbi		primo april - midt okt.	KP Halictus og Lasioglossum		LC		X ⁴
<i>Sphecodes pellucidus</i>	Sandblodbi		midt marts - ult. Sep	KP Andrena barbilabris		LC		x
<i>Sphecodes puncticeps</i>	Punkteret blodbi		primo maj - midt sep.	KP Lasioglossum		LC		X ⁴
<i>Sphecodes reticulatus</i>	Rynket blodbi		primo maj - midt okt.	KP Andrena barbilabris		LC		X ⁴
<i>Stelis ornatula</i>	plettet panserbi		midt juni - midt aug.	KP Hoplitis claviventris		LC		X ⁴

¹ Fæster (1965)

² Hansen (2014)

³ Arten er fundet efter 1975 (Rasmussen et al. 2016)

⁴ Arten er ikke oligolektisk på lyng, men foretrækker lyng og andre arter Ericaceae

⁵ Hansen (2014) arten er medtaget, da dens redeparasit er fundet i denne periode

⁶ arten er polylektisk, men henter primært pollen fra kurvblomster

Appendiks 2. Beregninger af honningpotentiale

Flere undersøgelser har beregnet nektar og honningpotentialer på artsniveau for en række vilde planter, haveplanter og afgrøder (f.eks. (Baude *et al.* 2016; Hicks *et al.* 2016). For nogen arealtyper kendes dog ikke det præcise honningpotentiale, da forekomsten og tætheden af blomster er ukendt. I nærværende analyse bruges derfor honningpotentialer per planteart, hvor data findes, mens honningpotentiale per arealenhed er estimeret per arealtype for forskellige naturtyper. (Honningpotentialet er estimeret til 25 kg/ha for naturtyperne eng, mose, overdrev, strandeng og skov, 50 kg/ha for hede og strandeng med HNV >5, og skov med HNV >5, 100 kg/ha for eng med HNV >5, mose med HNV > 5 og overdrev med HNV >5, og 200 kg/ha for hede med HNV > 5).

Tablet A2.1. Antal stader samt honningpotentialer i landskaberne i en cirkel på 1 km radius med centrum i hver af de 11 udbudte stadepladser. I parentes er angivet honningpotentialer i landskabet i en cirkel med 2 km radius for udvalgte stadepladser. Honningpotentialet (kg/år) er angivet totalt og for hedelyng¹.

Stadeplads	Antal stader	Øvrige stader		Honning i alt pr stade	Honning fra hedelyng, ialt	Honning fra hedelyng pr stade
		indenfor 1 km	Honning i alt			
Kællingvigvej	15	10	29203	1168	8090	324
Nystrupvej	15	0	14758	984	13158	877
Tvorup	30	40	42978	614	13993	200
Kronens hede	15	0 (0)	8207 (25086)	547 (1672)	903 (1109)	60 (74)
Lodbjerg Plantage øst - Stenbjerg 21c	30	15	18944	421	4110	91
Lodbjerg 38h	15	10	26699	1068	6077	243
Stenbjerg 202b	15	60 (105)	15270 (69857)	204 (582)	2131 (39903)	28 (333)
Fosdal PI	30	0 (0)	12012 (39331)	400 (1311)	1206 (4310)	40 (144)
Korsø PI	30	0	10024	334	4449	148
Madsbøl PI	15	0	21593	1440	3953	264
Lodbjerg 13d	15	40	27413	498	5225	95

¹ Honningpotentialet i hedelyng er 200 kg/ha (Janssen *et al.* 2006). Men da hedelyng kun dækker 27-34 % af hedearealer (NO-VANA netpubl), bruger vi her et konservativt estimat på 54 kg/ha (27% af 200 kg/ha).

Appendix 3. Honningbiernes ressourceforbrug

Honningpotential, som beregnes i Tabel A2.1 Appendix 2) angiver den mulige honningproduktion (80% sukker) per år. Ud over honningproduktionen, som er bifamiliens vinterforråd, har bifamilien også et forbrug i løbet af sæsonen, idet bierne bruger energi til flyvning samt aktiviteter i stedet. Nedenfor har vi derfor lavet beregninger af (1) det samlede forbrug af en bifamilie, som er sat på træk i hedelyng, samt (2) den maksimale indsamling per døgn under lyngens hovedblomstring.

For at undgå forvirring omkring mængden af nektar, honning og sukker, angives mængden af sukker ved sammenligninger. Sukkermængden i nektar er blevet målt til gennemsnitligt 23% hhv 34% i hedelyng i Sydvestjylland gennem to forsøgsår (Enkegaard *et al.* 2016a), vi bruger gennemsnittet 28,5%.

Energiregnskab for en honningbifamilie, som sættes på træk i hedelyng

Indsamling: Et honningbistade på lyng samler i gennemsnit $15,0 \pm 5,5$ kg honning pr år (Svend Sejr, pers. com), dvs. $12,0 \pm 4,4$ kg sukker.

Forbrænding: Det er estimeret at en honningbifamilie årligt skal indsamle 120-200 kg nektar (dvs. 36-60 kg sukker), for at dække forbrænding samt at producere 25 kg honning (dvs. 20 kg sukker) (Seeley 1985; Kryger *et al.* 2011). Forbrændingen dækker:

I vinterperioden (oktober-april) har bifamilier et dagligt vægttab på 60-80 gram honning (dvs 48-64g sukker) pr bifamilie pr døgn, det skyldes respiration til at holde en konstant temperatur omkring dronningen på over 30° C. Ved et forbrug på 60g sukker/døgn, vil forbruget i løbet af 6 måneder være 10,8 kg sukker for en bifamilie.

I sommerperioden (maj-september) bruges udover respiration til at producere varme, energi til ventilation i varmt vejr, og til inddampning af nektar for at lave honning, samt energi til flyvning mellem stedet og blomsterne. Forbruget i sommerperioden er 25-49 kg sukker for en bifamilie. Antager vi at ca. en tredjedel bruges i lyngperioden, giver det et forbrug på 8-16 kg sukker. Det vil sige, at en bifamilie på lyng s samler op til 28 kg sukker (12 kg sukker til honning + 16 kg forbrug), eller 35 kg honning.

Honningbiernes ressourceindsamling per døgn under hovedblomstringen af hedelyng, hvor aktivitetsniveauet må forventes at være højt:

En stærk honningbifamilie kan, under hedelyngens hovedblomstring, og når vejret er favorabelt, tage ca. 2 kg på i vægt per døgn, op til 4 kg i favorable år (upubl. data fra vejrestader i Thy). Denne totale vægtforøgelse udgøres af den nektar og pollen bierne bære hjem, men samtidig tabes der konstant vægt på grund af respiration, til opvarmning og til vækst i biernes yngel (Meikle *et al.* 2018). Efter en dag med indsamling af nektar, vil der om natten fordampes vand fra nektar ved produktion af honning. Under danske forhold er det sjældent at der er en nævneværdig indsamling af vand til fordampning og køling af bifamilien. I perioder hvor bierne har travlt med inddampning af nektar finder det ikke sted. Honningbier i en gruppe på mere end 100 individer er

ensvarme, som et pattedyr eller en fugl, de har derfor et konstant relativt højt energi-forbrug ved kolde temperaturer (Southwick 1985).

Nektarindbæringen estimeres at være op til 4 kg/døgn i almindelige år og op til 6 kg/døgn i favorable år.

Hvis en stadeplads med 30 bifamilier maksimalt samler 180 kg (30x6 kg nektar/døgn) med en sukkerprocent på 28,5%, resulterer det i max 51 kg sukker/døgn.

Det er estimeret i (Janssens *et al.* 2006) at den årlige honningproduktion i hedelyng er 200 kg/ha. Da lynghonning indeholder ca. 80% sukker, giver det en sukkerproduktion på 160 kg sukker/ha. Dette stemmer godt overens med (Baude *et al.* 2016), som finder en sukkerproduktion på 120-210 kg sukker/ha/år for lynghede. Ved en hovedblomstringsperiode af hedelyng på 40 dage, giver det 4 kg sukker/ha/døgn.

For at samle 51 kg sukker/døgn kræver det derfor 12,75 ha blomstrende hedelyng, eller 47,2 ha hede med 27% dækning af hedelyng.

Ved tre stadepladser, Kronens hede, Fosdal og Stenbjerg er der ikke så meget hedelyng til rådighed indenfor 1 km. Honningbier flyver dog gerne længere, særligt i sensommeren: I et blandet landskab med landbrugsland og byområder fløj bierne i august måned i gennemsnit 2,156 km under fødesøgningen (Couvillon *et al.* 2014). I et andet studium i England fløj honningbierne 5-5-9.5 km fra stedet efter hedelyng (Beekman & Ratnieks 2000).

Appendiks 4

Beskrivelse af risikomodellen, der ligger til grund for risikoanalysen af stadepladserne i Thy Besøgsraten (antal besøg per dag og per areal) på blomster af honningbier fra et stade estimeres som funktion af afstand til stadet. Jo højere besøgsraten er, desto større anses konkurrencen fra honningbier på de vilde bier for at være. Da bierne fortyndes i landskabet med øget afstand til stadet, vil besøgsraten have en tendens til at falde med øget afstand. I modellen defineres en kritisk besøgsrate, der når den overskrides giver risiko for negative effekter på de vilde bier. Modellen beregner den afstand fra stadet, hvor besøgsraten er faldet til den kritiske besøgsrate, og denne afstand betegnes *kritisk afstand*, r_{kr} . Uden for den kritiske afstand forudsiger modellen at der ikke vil være risiko for negative effekter af konkurrencen, mens modellen forudsiger en sådan risiko ved afstande ud til kritisk afstand. Det er vigtigt at påpege at modellen ikke forudsiger at der faktisk vil være negative effekter af konkurrencen, men blot at der er en vis risiko. I risikoanalysen er der søgt indført en vis forsigtighed i forhold til at beskytte de vilde bier, derfor er værdisætning af modellens to nøgleparametre gjort sådan at trafikken af bier ud af stadet er sat relativt stor, mens den kritiske besøgsrate er sat relativt lav. Om modellen derfor er for restriktiv kan diskuteres, men det er vigtigt at påpege at det er de vilde bier, der skal beskyttes med modellen, så det er bedre at modellen forudsiger en højere risiko, end at den forudsiger ingen risiko på steder, hvor der faktisk er negative effekter ved konkurrencen.

Når en honningbi flyver fra stadet vil den med en vis sandsynlighed lande for at søge føde efter den har fløjet r meter. Denne sandsynlighed vil for en konkret bi afhænge af dens aktuelle præference på dagen, men der vil også være en gennemsnitlig sandsynlighed for at alle bier fra et stade set over en periode på flere dage vil lande inden for afstanden r . Denne sandsynlighed kan beskrives med følgende udtryk:

$$\frac{df}{dr} = -h \cdot f \quad (1)$$

hvor f er sandsynligheden for at bier flyver længere væk end afstanden r og h er sandsynligheden for at bier lander i afstanden r , givet den ikke allerede er landet. Følgende løsning bruges for til Lign. 1:

$$f(r) = e^{-h \cdot r} \quad (2)$$

Lign. 2 beskriver sandsynligheden for at en bi stadig er i luften i afstanden r fra stadet. Parameteren h kan estimeres ud fra medianen for fourageringslængden ($r_{1/2}$) med følgende udregning:

$$1/2 = e^{-h \cdot r_{1/2}} \Leftrightarrow h = -\frac{\ln(1/2)}{r_{1/2}} \quad (3)$$

Steffan-Dewenter & Kuhn (2003) fandt at middelfourageringsafstanden varierede mellem 1543 og 1743 m afhængigt af landskabet. Realistiske værdier for fourageringsafstanden for honningbier vurderes til at ligge inden for intervallet 500-2200 m. Dette er middelværdier, mens $r_{1/2}$ er medianværdi og omregningen fra middelværdi til medianværdi forgår ved at multiplicere middelværdien med $\ln(2)$. Det betyder at intervallet for middel fourageringsafstand på 500-2200 m svarer til en medianværdi for $r_{1/2}$ på 350-1500 m.

Da h er sandsynligheden for at en bi lander, givet den stadig flyver, beskriver følgende udtryk sandsynligheden for at en bi lander i afstand r fra staden ud fra Lign. 2:

$$g(r) = h \cdot e^{-h \cdot r} \quad (4)$$

Sandsynligheden for at bien lander på et bestemt kvadrat (1 m^2) i afstand r fra staden, er derfor lig med sandsynligheden for at bien lander i afstand r divideret med periferiens længde for en cirkel med radius r , altså:

$$p'(x,y) = \frac{h \cdot e^{-h \cdot r}}{2\pi \cdot r}, \text{ hvor } r = \sqrt{x^2 + y^2} \quad (5)$$

Model forudsætter at bierne kun lander, hvor der er blomster, og dermed kun skal fordeles ud på arealet med blomster. Derfor reduceres arealet i nævneren med dækningsgraden af blomster (d) og lign. 5 modificeres derved til:

$$p(x,y) = \frac{h \cdot e^{-h \cdot r}}{2\pi \cdot r \cdot d} \quad (6)$$

hvor p er sandsynligheden for at en bi, der fortager en fourageringstur, lander inden for en m^2 med blomster i afstanden r fra staden. Ved at gange denne sandsynlighed med antallet af fourageringsture, som bierne fra et bistade fortager per dag, fås et estimat for besøgsraten per dag for et stade (v):

$$v(x,y) = Z \cdot p(x,y) \quad (7)$$

hvor Z er antal fourageringsture inden for et defineret tidsrum. Hvis et bistade har 10.000 trækbier, der trækker på blomster 8 timer per dag og tager 1,5 ture per time, giver det $Z=10.000 \cdot 1,5 \cdot 8=120.000$ ture per dag. Ifølge Kryger et al. (2011) vil et vejstade stige 5-6 kg i vægt over de lyse timer under rapstrækket. Den mængde nektar som bierne indsamler er større end vægtforøgelsen, da der sker en løbende inddampning af nektar gennem dagens lyse timer, men der samles dog også pollen og vand, der bidrager til vægtforøgelsen. Hvis hver bi medbringer 40 mg nektar kan en vægtforøgelse på 5 kg opnås på 125.000 ture (5.000.000 mg/40 mg). En Z -værdi på 120.000 flyvninger per dag virker derfor ikke urealistisk som maksimal værdi, og vi benytter derfor denne værdi i risikoanalysen af stadepladserne i Thy.

Modellen estimerer besøgsraten V fra en stadeplads med N bistader, ved at forudsætte at besøgsraten for bier fra hvert stade (lign. 7) er uafhængig af besøgsraten for bierne fra de øvrige stader:

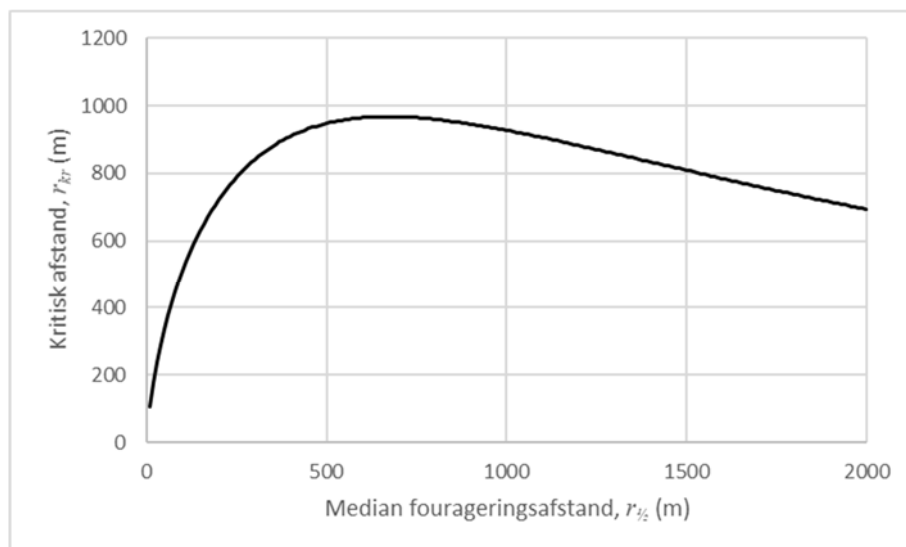
$$V(x,y) = N \cdot v(x,y) \quad (8)$$

Med udgangspunkt i V kan defineres en kritisk værdi for besøgsraten (V_{kr}), som svarer til det antal besøg per tid, ved hvilket der er risiko for at de vilde bier påvirkes negativt af konkurrencen. Den kritiske radius (r_{kr}), dvs. den afstand til stadepladsen inden for hvilken, der er risiko for at de vilde bier påvirkes negativt, og som svarer til besøgsraten V_{kr} , kan beregnes ved at omskrive Ligningerne 6, 7 og 8 til en iterationsformel for r_{kr} :

$$r_{kr} = \frac{N \cdot Z \cdot h}{2\pi \cdot V_{kr} \cdot d} \cdot e^{-h \cdot r_{kr}} \quad (9)$$

Uden for en afstand til stadepladsen på r_{kr} forudsiger modellen, at der ikke vil ses negative effekter af konkurrencen på andre bestøvere, mens denne garanti ikke kan gives for områder tættere på stadepladsen. Sammenhængen mellem den kritiske afstand til stadepladsen, r_{kr} , og median fourageringsafstand, $r_{1/2}$, fremgår af Figur A4.1. Som det ses er der et maksimum for r_{kr} , hvilket kan betragtes som worst case i forhold til usikkerheden på median fourageringsafstand.

Figur A4.1. Beregning af kritisk afstand (r_{kr}) som funktion af median fourageringsafstand ($r_{1/2}$) ved $N=30$, $Z=120000$, $d=0.15$ og $V_{kr}=1.5$.



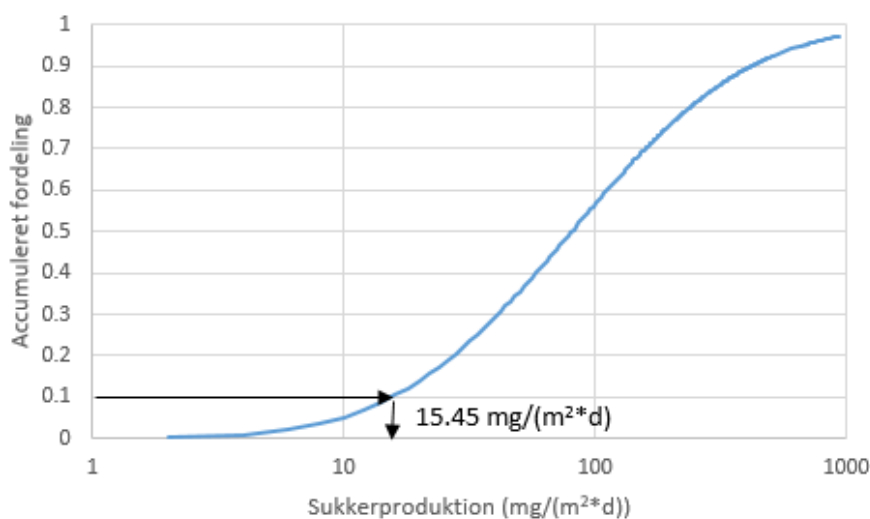
Ved at bruge den værdi af $r_{1/2}$, der giver den maksimale værdi af r_{kr} , kan den kritiske afstand (lign. 9) og den dermed bedste beskyttelse af de vilde bier via kritiske afstand beregnes ud fra en meget simpel risikomodel ved numerisk analyse af lign. 9, der giver følgende sammenhæng (enhed m):

$$r_{kr} = 0.24 \cdot \sqrt{\frac{N \cdot Z}{d \cdot V_{kr}}} \quad (10)$$

Den kritiske besøgsrate, V_{kr} , vil afhænge af mange forhold så som nektarmængden i blomsterne, og de vilde biers tolerance over for konkurrence, og estimering af værdien er derfor behæftet med nogen usikkerhed. I risikoanalysen af stadepladserne i Thy benyttes dels data fra Henry & Rodet (2018) fra rosmarin hede dels data fra Baude et al. (2016), der har undersøgt nektar i bl.a. hedelyng. Henry og Rodet fandt at stadepladser med 29 stader påvirkede de vilde bier negativt ud til 1000 m fra staderne og ved en dækning af fødeplanten rosmarin på 0.125. Derfor er r_{kr} sat til 1000 m. Lign 9 kan bruges til at estimere den tilsvarende kritiske besøgsrate jf. risikomodelen ved at isolere V_{kr} i udtrykket ved en forudsat median fourageringslængden ($r_{1/2}$), på 1000 m, samt 120.000 flyvninger per stade per dag ($Z=120.000$) og resultatet bliver $V_{kr}=1.5$. Vi har ikke kunnet finde tal for nektarressourcen i rosmarin af samme kvalitet som for hedelyng (Baude et al. 2016 Tabel 11 i Supplementary). Baude et al. har dog målinger for en lang række arter også arter af læbeblomstrede, som eksempelvis salvie, der må anses for at være sammenlignelige med rosmarin. Sukkerindholdet i nektaren per ha for fx salvie ligger generelt markant højere end for hedelyng. Vi forventer derfor at anvendelsen af data for effekter på vilde bier fra rosmarinundersøgelsen (Henry og Rodet 2018) snarere underestimerer end overestimerer konkurrenceeffekter ved udsætning af honningbier i hedelyng. Værdien af V_{kr} kan alternativt estimeres ud fra en ressourcebetragtning. Baude et al. 2016 (Tabel 11, Supplementary) har indsamlet data for tætheden af blomster bl.a. for hedelyng, samt målt sukkerproduktionen

per blomst. Blomstertætheden var $5815,06 \pm 8174,71$ per m^2 og sukkerproduktionen per blomst $0,03176 \pm 0,02781$ mg/blomst/dag, som det ses varierer værdierne meget hvorfor data log-normal transformeres forud for beregningen af sukkerproduktion per m^2 per dag (Figur A4.2).

Figur A4.2. Estimeret fordeling af sukkerproduktion (nektar) per dag ud fra data i Baude et al. (2016).



Som det fremgår af Figur A4.2. varierer sukkerproduktionen for hedelyng med en faktor 100. Hvis man lægger ressourcebetragtninger til grund for risikovurderingen bør man for at beskytte de vilde bier, basere den på en realistisk lav sukkerproduktion. Hvis man benytter den nedre 10 % fraktil for sukkerproduktion svarer det til at acceptere at honningbier dagligt kan tømme ressourcen på 1 m^2 i 10 % af området uden at der opstår konkurrence med andre insekter. Da nektar indeholder en stor mængde vand omregnes 15.45 mg sukker til 77 mg nektar under forudsætning af 80 % vandindhold for nektar. Hvis en honningbi forudsættes at kunne medbringe 40 mg per tur, kan vi estimere en kritisk besøgsrate (V_{kr}) på 1.93 besøg per m^2 per dag baseret på nektarressourcen i hedelyng.