

Stehen bewirtschaftete Honigbienen und einheimische Wildbienen in Konkurrenz um Ressourcen?

Literaturstudie
an der Universität Bayreuth

Mai 2022



Knautien-Sandbiene (*Andrena hattorfiana*).
Foto: Dr. Andreas von Heßberg

Bearbeiterin:
Nadine Arzt
Masterstudentin Geoökologie

Betreuer:
Dr. Andreas von Heßberg
andreas.hessberg@uni-bayreuth.de
(Korrespondenz-Adresse)

Dr. Mani Shrestha
mani.shrestha@uni-bayreuth.de

*Die Studie wurde finanziell unterstützt durch
den Landesverband der Bayerischen Imker (LVBI) e.V.*

Stehen bewirtschaftete Honigbienen und einheimische Wildbienen in Konkurrenz um Ressourcen?

Literaturstudie

Erstellt März – Mai 2022

Inhaltsverzeichnis

	Zusammenfassung	4
1.	Bienen und ihr wichtiger Beitrag zur Bestäubung.....	4
2.	Grundlegendes Wissen zu Bienen und ihren Verhaltensweisen.....	6
3.	Konkurrenz um Ressourcen zwischen Honig- und Wildbienen.....	8
3.1	Einfluss von <i>Apis mellifera</i> auf Wildbienenarten.....	9
3.1.1	Negative Auswirkungen auf Abundanz, Besuchsrate, Artenreichtum oder Dichte von Wildbienenarten.....	10
3.1.2	Neutrale Auswirkungen auf Abundanz, Besuchsrate, Artenreichtum oder Dichte von Wildbienenarten.....	11
3.1.3	Auswirkungen auf den Reproduktionserfolg von Wildbienenarten.....	12
4.	Faktoren, die das Konkurrenzverhalten beeinflussen.....	13
5.	Bienen in Naturschutzgebieten.....	15
6.	Eine Auswahl an Managementempfehlungen.....	16
7.	Schlussfolgerungen.....	17
8.	Referenzen.....	18
9.	Anhang.....	26

Zusammenfassung

Bienen gelten als wichtige Bestäuber-Gruppe für Wildpflanzen und Nutzpflanzen. Insbesondere Wildbienen sehen sich jedoch mit verschiedenen Herausforderungen konfrontiert, die den Verlust von Lebensräumen und die Verfügbarkeit von Nektar und Pollen betreffen. Darüber hinaus wächst die Sorge, dass kommerzielle Honigbienen (*Apis mellifera*) einen zusätzlichen Konkurrenzdruck auf staatenbildende und solitäre Bienen ausüben. In diesem Bericht soll anhand einer umfassenden Literaturrecherche ermittelt werden, ob ein Ressourcenkonflikt besteht und inwieweit er sich negativ auf Wildbienen auswirken kann. In diesem Zusammenhang wird bewertet, ob die Aufstellung von Bienenstöcken in Naturschutzgebieten angemessen ist. Mehr als die Hälfte der hier analysierten Studien berichten im Allgemeinen über negative Folgen der Anwesenheit von *Apis*-Vertretern, beispielsweise in Bezug auf Abundanz, Blütenbesuchzahl, Vielfalt oder Reproduktion. Weitere 30 % kamen zu gemischten Ergebnissen, und 19 % konnten keinen signifikanten Einfluss feststellen. Viele Faktoren, die mit dem Lebensraum und den Ressourcen zusammenhängen, wirken sich hier aus. Neben der Verfügbarkeit von Pollen und Nektar haben sich das ursprüngliche Verbreitungsgebiet der Honigbienen sowie ihre Dichte und die Entfernung der Bienenstände zu Wildbienenpopulationen als entscheidend erwiesen. Die Nutzungs-Überlappung der besuchten Pflanzen, die als Grundvoraussetzung für die Konkurrenz angesehen wird, ist bei den einzelnen Bienenarten sehr unterschiedlich. Im Hinblick auf Naturschutzgebiete empfiehlt es sich, nach dem Vorsorgeprinzip zu handeln und die Einführung von bewirtschafteten Bienen zu vermeiden. Eine einheitliche Identifizierung einer besonders gefährdeten Gruppe von Wildbienen ist jedoch nicht möglich. Es werden einige Managementempfehlungen für Imker, Landeigentümer/Landbewirtschaftler, Naturschützer und Politiker bereitgestellt. Insbesondere dem Thema der Einflüsse auf die Reproduktion und die Fitness von Wildbienen sollte in Zukunft mehr Aufmerksamkeit geschenkt werden.

1. Bienen und ihr wichtiger Beitrag zur Bestäubung

Anmerkung: Unter Wildbienen werden hier alle nicht von Imkern betreute Bienen, also alle Solitärarten und wild lebende, staatenbildende Bienenarten verstanden.

Seit tausenden von Jahren bilden Honigbienen (*Apis mellifera* L.) eine Allianz mit uns Menschen, von der beide profitieren (Burger, 2018; Pickhardt & Fluri, 2000). Fast ebenso lange bestand eine harmonische Koexistenz mit Wildbienen in Zentraleuropa (David, 2013). In den letzten Jahrzehnten sind jedoch zunehmend Bedenken wegen eines potentiell negativen Einflusses dieser von Imkern kommerziell genutzten Haustiere auf wildlebende Bienenpopulationen aufgekommen. Im vorliegenden Bericht werden verschiedene Aspekte einer möglichen Konkurrenzsituation evaluiert.

Mit weltweit über 20.000 Arten, davon 2.100 in Europa, stellen Bienen eine überaus wichtige Gruppe innerhalb der Bestäuber dar (Michener, 2007; Zurbuchen & Müller, 2012). Dies gilt sowohl für Nutzpflanzen (Evans et al., 2018), als auch für Wildpflanzen (Klein et al., 2018; Mallinger et al., 2017). Allerdings sind jene hohen Zahlen trügerisch, da ein großer Teil der Populationen gefährdet ist. In Deutschland stehen beispielsweise 53 % der 570 Arten auf der Roten Liste (Burger, 2018; Westrich et al., 2011). Gerade Wildbienen, welche im Gegensatz zu Honigbienen auf sich alleine gestellt sind, müssen sich bereits gegen zahlreiche Schwierigkeiten behaupten (David, 2013; Hellerstein et al., 2017; Sedy & Götzl, 2015). Dazu gehören die intensivierte Landwirtschaft, Habitatfragmentierung, Verlust heterogener Landschaftsstrukturen, exotische Pflanzen, umweltwirksame Chemikalien und ein geringes Blütenangebot (Burger, 2018; Hellerstein et al., 2017; Herbertsson et al., 2021; Potts et al., 2010). Zusätzlich können potentiell schädliche Interaktionen mit *Apis mellifera* auftreten (Mallinger et al., 2017; Paini, 2004; Potts et al., 2010). Die meisten Bienenarten sind auf Pollen und Nektar angewiesen, um beispielsweise ihren Nachwuchs zu versorgen. Demzufolge erscheint Konkurrenz hier auf den ersten Blick wahrscheinlich

(Burger, 2018; Hellerstein et al., 2017; Mallinger et al., 2017; Policarová et al., 2019; Zurbuchen & Müller, 2012). Dabei spielt die Qualität des Pollens eine wichtige Rolle für Fortpflanzung, Physiologie und Widerstandsfähigkeit gegenüber Pathogenen. Die Größe der Nachkommen hängt somit von der Menge der im Pollen verfügbaren Aminosäuren ab (Di Pasquale et al., 2013; Minckley et al., 2003; Roulston & Cane, 2002; Venjakob et al., 2022). Nektar fungiert hingegen als Kohlenhydratquelle, wobei die Zusammensetzung aus Saccharose, Glukose und Fruktose artspezifisch ist (Anhang, Abb. 13). An diesem Punkt treten auch verschiedene Präferenzen unter den Bienen auf (González-Teuber & Heil, 2009; Venjakob et al., 2022). Deshalb stellt sich im Naturschutz die Frage, wie stark die ohnehin schon knappen Blütenressourcen ausgebeutet werden (Wojcik et al., 2018). Doch obwohl das relevante Thema bereits seit über 40 Jahren (Schaffer et al., 1979) in der Forschung diskutiert wird, ist bislang nur verhältnismäßig wenig darüber bekannt.

Honigbienen gelten vor allem in landwirtschaftlichen Kulturen und Obstplantagen, beispielsweise mit Apfel- und Kirschbäumen, als Hauptbestäuber (Aizen et al., 2009; Beekman & Ratnieks, 2000; Pickhardt & Fluri, 2000). Dennoch übernehmen auch Wildbienen diese Leistung sowohl im natürlichen als auch im Agrarlebensraum. Einige Studien konnten sogar zeigen, dass deren Bestäubereffizienz höher ist (Burger, 2018; Garibaldi et al., 2014; Vicens & Bosch, 2000). Zu den Wildbienen, welche oft synonym mit dem Begriff „einheimische Bienen“ genannt werden, zählen solitär lebende und staatenbildende Arten, wie Hummeln. Verwilderte und wild lebende *Apis mellifera* Kolonien werden als Grenzfall bezeichnet (Losey & Vaughan, 2006; Pfiffner & Müller, 2016; Stout & Morales, 2009). Vor allem artenreiche Wildbienengemeinschaften können einen entscheidenden Beitrag zur Biodiversität und Bestäubung zahlreicher Pflanzen in naturnahen Habitaten leisten (Corbet et al., 1991; Herbertsson et al., 2021; Russell et al., 2005). Dies geht einher mit stabilen und nachhaltigen Ökosystemdienstleistungen (Garibaldi et al., 2014; MacLeod et al., 2020). Letztlich sollte das Ziel sein, die Bestäubung zu sichern, indem gesunde Honigbienenvölker in angemessenen Dichten gehalten werden, während gleichzeitig keine Einschränkungen für sensible Wildbienen auftreten (Aebi et al., 2012; Wojcik et al., 2018).

Europa, Afrika, der Mittlere Osten, sowie Regionen in Zentralasien und der Arabischen Halbinsel werden als ursprüngliches Verbreitungsgebiet der westlichen Honigbiene (*Apis mellifera*) angesehen. Interessanterweise weist diese 31 Unterarten auf, wovon 15 im europäischen Raum heimisch sind (Abb. 1) (Fontana et al., 2018; Panziera et al., 2022). Ausgehend von ihren Wurzeln wurde die wirtschaftlich relevante Biene über den ganzen Globus verteilt, inklusive Nord- und Südamerika, Australien, Neuseeland und Asien (Fontana et al., 2018; Geslin et al., 2017; Goulson, 2003; Paini & Roberts, 2005; Wojcik et al., 2018).



Abb. 1: Verbreitung verschiedener Unterarten von *Apis mellifera* in Europa und Afrika (Moritz et al., 2005).

Mit jedem zusätzlich aufgestellten Bienenstock wächst auch der Bedarf an Nahrungsquellen. Mittlerweile sind die durch Landwirtschaft verfügbaren Mengen nicht mehr ausreichend (Wojcik et al., 2018). Die Befürchtungen bezüglich einer möglichen interspezifischen Konkurrenz sind neben Imkern und

Wildbienenschützern auch für Verwalter öffentlicher Flächen relevant. Deren Aufgabe besteht in der Vermittlung zwischen dem Anliegen der Imker nach mehr einfach zugänglichen Blüten, ohne chemische Belastung, und dem Schutz der Wildbienen (Cane & Tepedino, 2017). Deswegen sollte nun kritisch hinterfragt werden, ob Bienenhalter das Expandieren der Flächen, in denen ihre Tiere nach Nahrung suchen, in Betracht ziehen können. Die Überschneidung der grundlegenden Ansprüche, zusammen mit dem unvollständigen Wissen der Nahrungsgewohnheiten von wilden Bestäubern, machen das Thema hochaktuell für die Forschung. Da nach jahrelangen Untersuchungen noch immer signifikante Wissenslücken bestehen, werden in dieser umfassenden Literaturrecherche die folgenden Fragen angesprochen:

1. Gibt es einen Konflikt zwischen Honigbienen (*Apis mellifera*) und Wildbienen um verfügbare Ressourcen?
2. Wirkt sich der Ressourcenkonflikt zwischen Honig- und Wildbienen negativ auf die Wildbienen, ihren Schutz oder den Schutz der Natur aus?
3. Wie wirkt sich die Herkunft der Honigbienen auf den Wettbewerb mit einheimischen Bienen aus?
4. Sollte es Imkern erlaubt sein, Honigbienenstöcke in oder in der Nähe von Schutzgebieten aufzustellen?

2. Grundlegendes Wissen zu Bienen und ihren Verhaltensweisen

Eine artenreiche Bienengemeinschaft, in der Honigbienen und Wildbienen harmonisch zusammenleben, wirkt sich, besonders in Zeiten variierender Umweltbedingungen, positiv auf alle Prozesse der Bestäubung aus. Dazu gehört neben der Sicherstellung unserer pflanzlichen Nahrungsgrundlagen auch die Reproduktion von Wildpflanzen (Katumo et al., 2022; Klein et al., 2018). Da *Apis mellifera*-Individuen Pollen und Nektar getrennt sammeln, ist ihr Bestäubungserfolg und dementsprechend auch die Produktivität der Pflanze geringer, als bei Wildbienen (Blitzer et al., 2016; Gross & Mackay, 1998; Sedy & Götzl, 2015; Westerkamp, 1991). Oftmals wird der Beitrag von solitären Bestäubern in der Landwirtschaft massiv unterschätzt. Auch wenn weltweit gesehen deutliche Unterschiede in den jeweiligen Anteilen bestehen (Abb. 2), gibt es Schätzungen, wonach zwei Drittel dieser Aufgabe von einheimischen Arten ausgeführt werden (Breeze et al., 2011; Garibaldi et al., 2014).

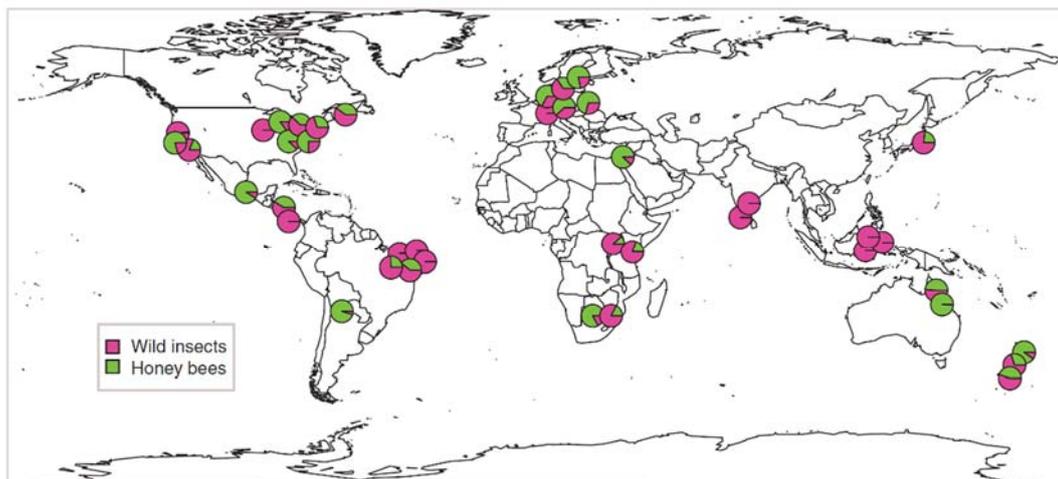


Abb. 2: Prozentualer Anteil von Honigbienen und einheimischen Bestäubern an der Bestäubung von Kulturpflanzen in verschiedenen Ländern der Welt (Garibaldi et al., 2014).

Honigbienen sind ausgesprochene Generalisten, was sich darin zeigt, dass sie Pollen von einer Vielzahl an Pflanzen sammeln können (Goulson, 2003; Pfiffner & Müller, 2016; Schmazel, 1980). Sie besitzen eher kurze Mundwerkzeuge mit einer Rüssellänge von ca. 6.6 mm (Balfour et al., 2013; Goulson & Sparrow, 2009; Pickhardt & Fluri, 2000). Ihre Vorliebe für Massentrachten, kombiniert mit einem effektiven

Kommunikationssystem führt zur raschen Entdeckung und Ausnutzung großer Blühangebote (Cane & Sipes, 2006; Conner & Neumeier, 1995; Goulson & Sparrow, 2009; Hung et al., 2019; Pfiffner & Müller, 2016; Pickhardt & Fluri, 2000; Rasmussen et al., 2021; Zurbuchen & Müller, 2012). Aufgrund des polylektischen Verhaltens und einer Anpassungsfähigkeit an saisonale Bedingungen, ist ihnen eine lange Aktivitätsspanne im Jahr möglich (Park & Nieh, 2017). Dies impliziert allerdings eine potentielle zeitliche Überschneidung mit tausenden Wildbienenarten (Goulson, 2003; Sugden et al., 1996). Im Verlauf eines Tages scheint *Apis* bevorzugt die Zeiten der größten Nektarverfügbarkeit zu nutzen, wobei sich der frühe Vormittag dafür anbietet (Horskins & Turner, 1999; Neumayer, 2006; Schaffer et al., 1979). Da auch Nachmittags und Abends Spitzenwerte bei der Anwesenheit von *Apis* auftreten (Semida & Elbanna, 2006; Torné Noguera, 2015), kann jedoch kein einheitliches Muster beobachtet werden. Es besteht die Chance, dass andere Insekten weniger stark frequentierte Tageszeiten nutzen.

So facettenreich die Gruppe der Wildbienen in sich ist, beispielsweise in Bezug auf ihre Körpergröße (Burger, 2018) oder Rüssellänge (Balfour et al., 2013; Pickhardt & Fluri, 2000), so variabel sind auch die Futtersuchstrategien ihrer Mitglieder (Rasmussen et al., 2021). Um potenzielle Konkurrenz zu erkennen, ist es notwendig zu wissen, wie sehr sich Wildbienen auf bestimmte Nahrungspflanzen spezialisiert haben, da dies ein Hinweis für ihre Fähigkeit ist, auf andere Nahrungsquellen auszuweichen. Grundsätzlich praktizieren die meisten Solitärbiene eine polylektische Lebensweise, was bedeutet, dass sie bei der Wahl ihrer Pflanzen nicht übermäßig selektiv sind (Cane & Sipes, 2006; Wojcik et al., 2018). Gleichwohl gibt es aber auch zahlreiche oligolektische Arten, wie *Colletes succinctus* und *Andrena fucipes* (Böcking, 2013; Zurbuchen & Müller, 2012). Unabhängig vom Spezialisierungsgrad sind die Flugzeiten im Jahr eher limitiert (Abb. 3). *Xylocopa violacea*, *Ceratina sp.* oder Hummeln gelten dagegen als Ausnahmen (Burger, 2018; Pfiffner & Müller, 2016), wobei letztere sogar kleine Staaten bilden (Pickhardt & Fluri, 2000).

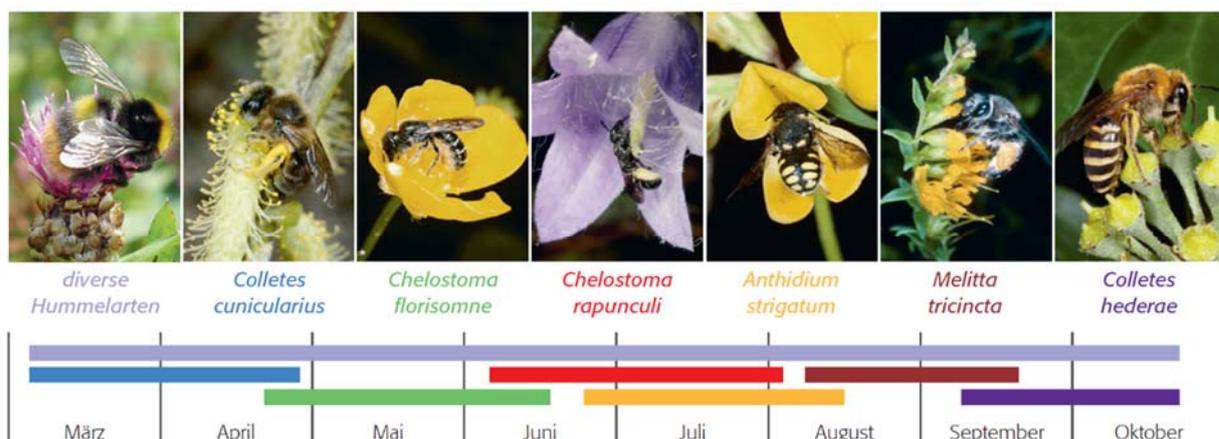


Abb. 3: Übersicht über einige ausgewählte Wildbienenarten, die in verschiedenen Monaten des Jahres aktiv sind (Pfiffner & Müller, 2016).

Die zurückgelegte Flugdistanz ist ein weiterer wichtiger Aspekt, um Wettbewerbssituationen zu identifizieren und Schutzmaßnahmen einzuleiten (Neumayer, 2006). Einige Studien kommen zu dem Schluss, dass sich Honigbienen in der Regel 1 bis 2 km von ihrem Bienenstock entfernen (Couvillon et al., 2014; Danner et al., 2016; Steffan-Dewenter & Kuhn, 2003; Steffan-Dewenter & Tschardt, 1999). Abhängig von der Nahrungsverfügbarkeit sind sie aber auch in der Lage 10 bis 12 km weit zu fliegen (O'Neal & Waller, 1984; Reim et al., 2017). Ein Großteil der Wildbienen scheint sich in einem Umkreis von 100 bis 300 m um ihr Nest aufzuhalten (Zurbuchen, Landert, et al., 2010). Dennoch können die maximalen Distanzen, zum Beispiel bei *Bombus terrestris*, bis zu 1750 m weit reichen (Walther-Hellwig & Frankl, 2000). In der Regel besteht eine positive Korrelation mit der Körpergröße, was bedeutet, dass größere Arten

längere Flugstrecken zurücklegen (Greenleaf et al., 2007; Zurbuchen, Landert, et al., 2010). Hier existiert eine Art trade-off, bei welchem Wildbienen mit ihren Energiereserven haushalten müssen. Bei zu großen Entfernungen der Nahrungsquelle vom Nest bleibt der Nachwuchs lange unbeaufsichtigt und wird nicht ausreichend versorgt. Dies kann zu kleineren Nachkommen und einem verschobenen Verhältnis zwischen Männchen und Weibchen der nächsten Generation führen (Sedy & Götzl, 2015; Zurbuchen & Müller, 2012).

3. Konkurrenz um Ressourcen zwischen Honig- und Wildbienen

Zwischen Honig- und Wildbienen wurde vor allem die sogenannte Ausbeutungskonkurrenz beobachtet. Dabei geht es insbesondere um die Nutzung und Erschöpfung von Ressourcen und nicht um den direkten Kontakt (Geslin et al., 2017; Schoener, 1983; Wojcik et al., 2018). Diese Art von Beziehung kann sich letztlich auf die Fortpflanzungsfähigkeit, die Größe einer Population, oder das Überleben eines oder mehrerer Organismen auswirken, die auf eine gemeinsame, limitierte Pflanzenart angewiesen sind (Geslin et al., 2017; Stout & Morales, 2009). Bei dessen Nachweis sollte neben Zeit und Raum auch die Verfügbarkeit der Ressource selbst in Betracht gezogen werden (Herbertsson et al., 2016; Rasmussen et al., 2021; Thomson, 2006), genauso wie die Koloniedichte (Cane & Tepedino, 2017) oder der Abstand zum Bienenstock (Elbgami et al., 2014; Henry & Rodet, 2018; Neumayer, 2006; Thomson, 2004). Der Einfluss des ursprünglichen Verbreitungsgebietes von *Apis mellifera* könnte durchaus relevant sein, ist aber in der Literatur umstritten (Mallinger et al., 2017; Wojcik et al., 2018). Die hier untersuchten Studien konzentrierten sich in erster Linie auf Konkurrenzparameter wie Bienenabundanz, Besuchsraten/-häufigkeit, Artenreichtum/Diversität, Populationsdichte, Dauer des Blütenbesuchs und am Rande auch auf interspezifische Interaktionen. Verschiedene Messgrößen des Fortpflanzungserfolgs, wie die Anzahl der Nachkommen oder Brutzellen, die Größe der Nachkommen oder das Geschlechterverhältnis, wurden ebenfalls berücksichtigt.

Da die Westliche Honigbiene aufgrund ihrer Anzahl an Arbeiterinnen in der Lage ist, Nektar und Pollen von Pflanzen schnell zu dezimieren, besteht vor allem bei hohen Dichten die Gefahr der Konkurrenz mit solitären Wildbestäubern (Hudewenz & Klein, 2013; Ramseier et al., 2016; Zurbuchen & Müller, 2012). Dies ist problematisch, weil die Gruppe autark ist und entsprechend anfällig für Veränderungen in ihrer Umwelt, wie eine Verschlechterung des Nahrungsangebots (Zurbuchen & Müller, 2012). Negative Konsequenzen für Wildbienen konnten in vielen Studien dokumentiert werden (Anhang: Tab. 1). Jedoch beeinflussen zahlreiche Faktoren diese Dynamiken (Abb. 9), sodass es beispielsweise zu Variationen innerhalb eines Jahresverlaufes kommt (Wignall et al., 2020). *Apis mellifera* kann heimische Arten von häufig auftretenden Pflanzen verdrängen (Hung et al., 2019). Dadurch ergeben sich Änderungen in Pflanzen-Bestäuber-Netzwerken (Abb. 4) (Geslin et al., 2017). Zusätzlich wird die Diversität der Bestäuber negativ beeinflusst (Badano & Vergara, 2011). Andererseits gibt es auch einige Beispiele für Studien, welche keine signifikanten Auswirkungen feststellen konnten (Anhang: Tab. 1).

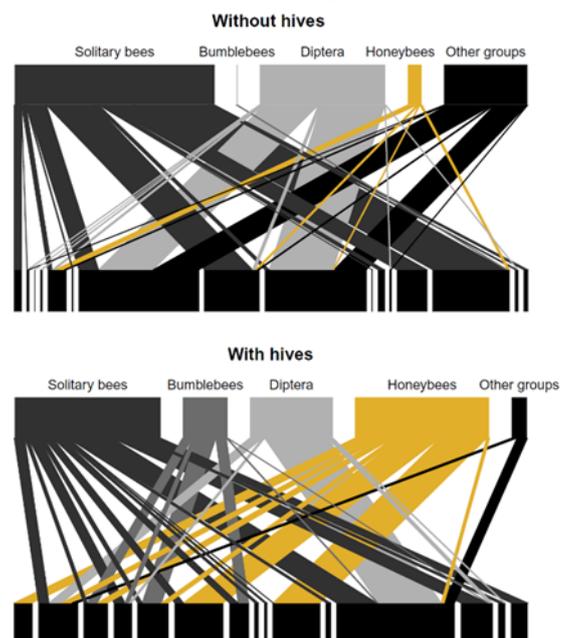
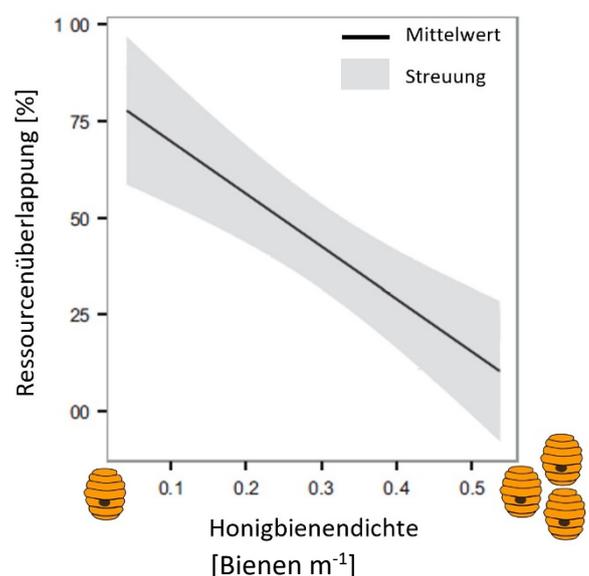


Abb. 4: Veränderungen im Pflanzen-Bestäuber-Netzwerk nach der Einführung von *Apis mellifera* Bienenstöcken. Die oberen Bänder stellen bestäubende Besuchergruppen dar, während die unteren für die besuchten Pflanzen stehen. Die Verbindungsbreite repräsentiert die Anzahl der beobachteten Interaktionen (Geslin et al., 2017).

Grundsätzlich gibt es zwei Hypothesen bezüglich der am stärksten gefährdeten Gruppe von Wildbienen (Wojcik et al., 2018). Die erste besagt, dass spezialisierte, bzw. oligolektische Arten potentiell am meisten negativ beeinträchtigt sind, da sie kaum auf andere Nahrungspflanzen ausweichen können (Cane & Tepedino, 2017; Schmidt, 2020; Sedy & Götzl, 2015; Vahrenholt & Rethwisch, 1995; Wojcik et al., 2018). Auf der anderen Seite gibt es aber auch die Annahme, dass hauptsächlich generalistische, bzw. polylektische Arten nachteilige Auswirkungen durch Honigbienen erfahren. Grund hierfür ist der hohe Anteil an gemeinsam genutzten Nahrungsquellen (Goras et al., 2016; Ropars et al., 2019; Schaffer et al., 1979; Wojcik et al., 2018). Diese Überschneidung gilt als Grundvoraussetzung für Konkurrenz (Paini & Roberts, 2005). Allerdings besteht dabei natürlicherweise eine große Variabilität, was dazu führt, dass keine einheitliche Aussage diesbezüglich getroffen werden kann.

Im Allgemeinen können Wildbienen und Honigbienen zwischen 0 % und 100 % der Ressourcen teilen (Rasmussen et al., 2021). Eine deutsche Studie auf Kalkmagerrasen mit angrenzender Landwirtschaft kommt zu dem Schluss, dass der Anteil 45,5 % beträgt (Steffan-Dewenter & Tschardt, 1999). In Österreich konnte gezeigt werden, dass die saisonale Verfügbarkeit der Blüten eine wichtige Rolle spielt. Im Sommer erhöhte sich der Betrag, im Vergleich zum Frühling, um 13 % (Pechhacker & Zeillinger, 1994), was wohl an einer Konzentration auf die noch vorhandenen Blütenpflanzen liegt. Die Gattungen *Campanula*, *Echium* und *Salix* werden von spezialisierten und teils bedrohten Bienenarten gerne genutzt (Zurbuchen & Müller, 2012). Da die florale Zusammensetzung außerhalb des natürlichen Verbreitungsgebietes von *Apis* anders ist, kommt die Vermutung auf, dass die Überschneidungsrate dort höher ist. Dies scheint von Thomson (2006) in den USA mit 80 % bis 90 % für Hummelarten bestätigt zu werden. In Tasmanien wiederum liegt der Level bei 17 % bis 58 % (Goulson et al., 2002). Teilweise besteht eine zeitliche oder präferentielle Aufteilung der Nahrungsquellen, sodass Koexistenz möglich ist (Ginsberg, 1983; Goulson et al., 2002). Interessanterweise ist jedoch beobachtet worden, dass die Zahl der gemeinsam genutzten Pflanzenarten zwischen *Apis mellifera* und *Bombus* abnimmt, wenn mehr kommerzielle Kolonien eingeführt wurden (Abb. 5). Dies impliziert bereits laufende Konkurrenzprozesse (Thomson, 2016). Jedoch deutet die Tatsache einer Ressourcenüberschneidung nicht automatisch auf Nachteile für Wildbienen hin. Allerdings besteht die Möglichkeit, dass die Ersatznahrung von geringerer Qualität oder deutlich weiter entfernt ist (Goulson, 2003; Herbertsson et al., 2016; Walther-Hellwig et al., 2006). Deshalb sollten die direkten Auswirkungen auf deren Populationen und die Fitness ihrer Mitglieder in Betracht gezogen werden.

Abb. 5: Untersucht wurde das Verhältnis der floralen Ressourcenüberschneidung zwischen *Apis mellifera* und *Bombus* in Abhängigkeit der Honigbienenendichte. Graue Bereiche repräsentieren 95% Konfidenzintervalle (Basierend auf Thomson, 2016).

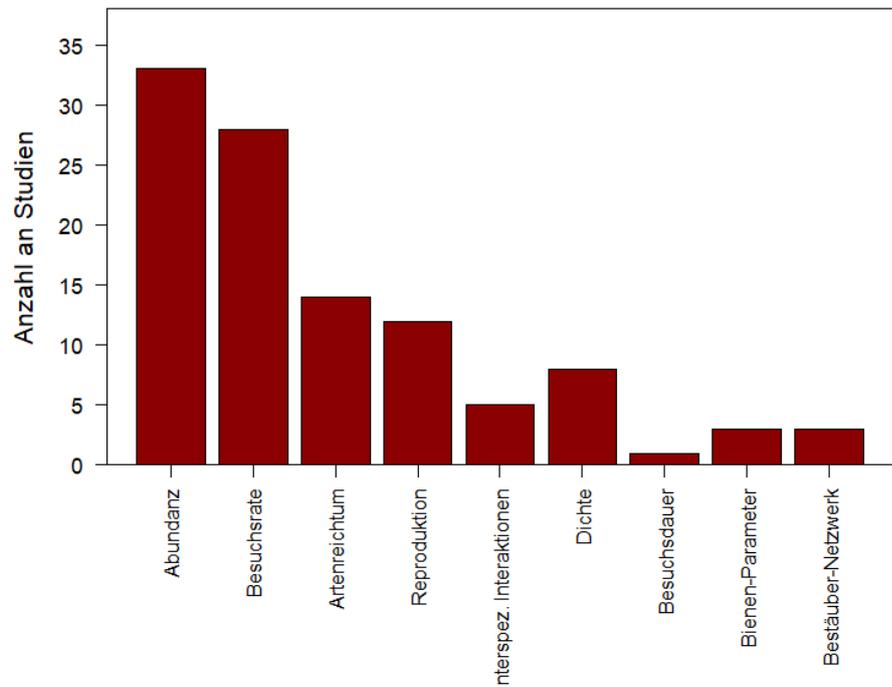


3.1 Einfluss von *Apis mellifera* auf Wildbienenarten

Für diesen Bericht wurden insgesamt 57 Studien zur Konkurrenz zwischen Honigbienen und Wildbienen um Blütenressourcen und Nistplätze ausgewertet (Anhang: Tab. 1) und nach den folgenden Parametern analysiert (Abb. 6): Abundanz, Besuchsrate/-häufigkeit, Artenreichtum/ Diversität, Reproduktion, interspezifische Interaktionen, Dichte, Besuchsdauer, verschiedene morphologische Parameter (z.B.

Körpergröße) und Pflanzen-Bestäuber-Netzwerke. Bei der statistischen Auswertung wurden Studien, die nur die Überlappung von Ressourcen untersuchen nicht berücksichtigt. Review-Artikel wurden hier ebenfalls ausgeschlossen. Die Mehrheit der untersuchten Arbeiten, 51 % (29 Studien), weisen auf negative Auswirkungen für Wildbienenarten durch die Konkurrenz mit Honigbienen hin (Abb. 6). Danach folgen 30 % (17 Studien), die von gemischten Effekten berichten, d. h. sowohl von negativen als auch von neutralen Effekten oder gelegentlich von einer Kombination aus negativen, neutralen und positiven Effekten. Eine neutrale Wirkung und damit keinen relevanten Einfluss auf Wildbienen geben 19 % (11 Studien) an.

Abb. 6: Untersuchte Parameter in den Studien zu Wildbienen. Hier werden nur Studien berücksichtigt, die eigene Untersuchungen, Beobachtungen oder Experimente durchgeführt haben und die eine oder mehrere der vorgestellten Parameter als Messgrößen verwendet haben (Quellen: s. Anhang: Tab. 1).



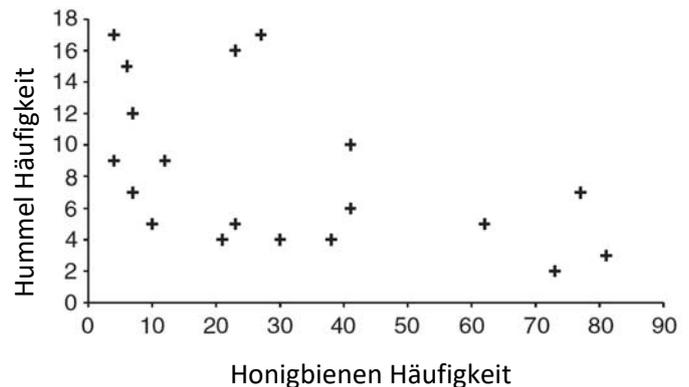
3.1.1 Negative Auswirkungen auf Abundanz, Besuchsrate, Artenreichtum oder Dichte von Wildbienenarten

Zunächst werden lokale Studien betrachtet, die aus Deutschland und seiner Nachbarschaft stammen und negative Auswirkungen auf eine oder mehrere Wildbienenarten nachgewiesen haben (Hudewenz & Klein, 2013, 2015; Neumayer, 2006; Renner et al., 2021; Walther-Hellwig et al., 2006). Verdrängung durch Honigbienen tritt in Österreich in bis zu 800 m Entfernung zum Bienenstock auf (Neumayer, 2006). Problematisch kann es werden, wenn sich ein *Apis* - Volk für dieselben Pflanzenarten interessiert, die für hochspezialisierte Wildbienen lebenswichtig sind (Pickhardt & Fluri, 2000). Wenn Nektar und Pollen zu weit vom Nistplatz entfernt sind, kann ein einzelnes standorttreues Weibchen mit geringer Flugdistanz daher weniger Brutzellen ernähren (Neumayer, 2006; Pfiffner & Müller, 2016).

Bei einer Erweiterung des Radius wird deutlich, dass auch in Europa mehrere Bestätigungen für negative Einflüsse durch Honigbienen erbracht werden können (Elbgami et al., 2014; Forup & Memmott, 2005; Henry & Rodet, 2018; Herbertsson et al., 2016; Nielsen et al., 2012; Ropars et al., 2019, 2020; Torné Noguera, 2015; Wignall et al., 2020). Ein eindrucksvolles Beispiel kommt aus Schweden. Hier ging die Abundanz von *Bombus*-Arten um 81 % zurück, nachdem Bienenstöcke aufgestellt worden waren. Das Forschungsgebiet ist jedoch eine homogene Umgebung (Herbertsson et al., 2016). Für England wurde die negative Korrelation der Abundanz von Hummeln und *Apis* graphisch dargestellt (Abb. 7). Obwohl die Hummelvielfalt hier nicht beeinträchtigt wird, ist die Konkurrenzsituation insgesamt recht kompliziert (Forup & Memmott, 2005). Generell beeinflusst die Honigbienenendichte den Nektarsammelerfolg der wilden Bestäuber (Henry & Rodet, 2018). Bezüglich der Körpergröße scheinen große, solitär lebende Arten stärker von Blüten verdrängt zu werden (Henry & Rodet, 2018; Ropars et al., 2019; Torné Noguera, 2015).

Allerdings ist es ihnen aufgrund höherer Energiereserven einfacher möglich weiter weg zu fliegen, als kleinen Bienen.

Abb. 7: Beziehung zwischen der Häufigkeit von Hummeln und Honigbienen in Heidelandschaften (Forup & Memmott, 2005).



Ein großer Teil der Studien, die über nachteilige Konsequenzen für lokale Bienen berichten, wurde außerhalb des natürlichen Verbreitungsgebiets von *Apis mellifera* durchgeführt (Abb. 10), beispielsweise in Nordamerika (Angelella et al., 2021; Artz et al., 2011; Conner & Neumeier, 1995; Martins, 2004; Pinkus-Rendon et al., 2005; Pleasants, 1981; Rogers et al., 2013; Schaffer et al., 1979; Tepedino et al., 2007; Thomson, 2006, 2016, 2004) oder Südamerika (Aizen & Feinsinger, 1994; Garibaldi et al., 2021; Smith-Ramírez et al., 2014). Beispielsweise nehmen sowohl Abundanz, als auch Artenreichtum heimischer Bestäuber bei der Anwesenheit von Honigbienen in den USA um je 49 % und 22 % ab (Angelella et al., 2021). Der gleiche Trend zeigt sich in Brasilien, wo *Apis mellifera* bereits als invasive, stark dominierende Art bezeichnet wird. An dieser Stelle sei jedoch angemerkt, dass die Anwesenheit von Honigbienenvölkern keine größeren negativen Auswirkungen hat, als bei anderen Arten, die eine solche Dominanz erreichen (Garibaldi et al., 2021). Generell können gezüchtete Bienen zahlenmäßig vor allem in Obstplantagen Überhand nehmen (Tepedino et al., 2007).

Außerdem wurden auf mehreren Inseln negative Folgen verzeichnet (Dupont et al., 2004; Goulson et al., 2002; Gross, 2001; Gross & Mackay, 1998; Ing & Mogren, 2020; Kato & Kawakita, 2004; Widhiono et al., 2022). Solche Standorte könnten von besonderer Bedeutung sein, da es für die einheimische Fauna, je nach Flächengröße nur eine begrenzte Möglichkeit zur Flucht gibt. Darüber hinaus kann sich dort oft eine einzigartige Flora und Fauna entwickeln, was zu Anpassungen und Interaktionen mit spezialisierten Bestäubern führen kann, welche sich von denen auf dem Festland unterscheiden. Goulson et al. (2002) sprechen sich unter anderem für das Auftreten von Konkurrenzsituationen aus. So wurde beispielsweise in Teneriffa auf den Kanarischen Inseln, in Tasmanien, Neuseeland und Indonesien ein Rückgang der Häufigkeit einheimischer Bienenarten festgestellt (Dupont et al., 2004; Goulson et al., 2002; Murphy & Robertson, 2019; Widhiono et al., 2022). Chemische Signale, die als olfaktorische Marker fungieren, spielen bei Verdrängungen eine wichtige Rolle (Goodale & Nieh, 2012; Ing & Mogren, 2020). In Bezug auf den Artenreichtum gibt es zwei Meinungen: negative (Murphy & Robertson, 2019; Valido et al., 2019) und keine Folgen (Widhiono et al., 2022).

3.1.2 Neutrale Auswirkungen auf Abundanz, Besuchsrate, Artenreichtum oder Dichte von Wildbienenarten

Im Gegensatz zum vorangegangenen Kapitel berichten weniger Studien über neutrale Auswirkungen von Honigbienen auf andere Bienen, doch sollten diese keineswegs außer Acht gelassen werden. In einigen Ländern innerhalb des ursprünglichen Verbreitungsgebietes von *Apis mellifera*, wie Frankreich, England oder Israel, konnten keine ungünstigen Beeinträchtigungen für Wildbienen verzeichnet werden (Balfour et

al., 2013, 2015; Goras et al., 2016; Kühn et al., 2006; Ropars et al., 2020; Shavit et al., 2009; Steffan-Dewenter & Tscharrntke, 1999; Wignall et al., 2020). Dies gilt beispielsweise auch in Deutschland an der Pflanze *Epilobium angustifolium* (Hohes Weidenröschen) für die generalistische Wildbienenart *Megachile lapponica* (Kühn et al., 2006). Oftmals scheinen eher fehlende Nistplätze entscheidend für Population solitärer Organismen zu sein (Steffan-Dewenter & Tscharrntke, 1999). In einem französischen, mediterranen Buschland wurden weder die Abundanz, noch die Diversität kleinerer Bienen durch eine höhere Dichte an Bienenständen massiv beeinträchtigt (Ropars et al., 2020). Die Situation ist jedoch nicht immer eindeutig, da mehrere Arbeiten über neutrale und negative Effekte im selben Forschungsgebiet berichten. Die Reaktionen lokaler israelischer Bestäuber variieren hinsichtlich Aktivitätszeit und Ausweichen auf verschiedene Nahrungspflanzen (Shavit et al., 2009). Ironischerweise werden bewirtschaftete Bienen in Lavendel-Feldern von *Bombus*-Arten verdrängt. Ein Grund dafür könnte deren längere Zunge sein (Balfour et al., 2013, 2015). Diese morphologische Komponente ist relativ schwierig zu messen, dennoch sollten sich weitere Studien die Mühe machen, genauer auf die Details dieser faszinierenden Organismen einzugehen.

Auch außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets üben Honigbienen nicht immer einen negativen Druck auf ihre heimischen Mitbewerber aus (Cane & Tepedino, 2017; Hung et al., 2019; Pedro & Carmargo, 1991; Pick & Schindwein, 2011; Roubik & Villanueva-Gutiérrez, 2009; Tepedino et al., 2007). In Mexiko scheinen die größten Gefahren von Hurrikans, Dürren oder Starkregen auszugehen (Roubik & Villanueva-Gutiérrez, 2009). Ebenso wichtig ist die Jahreszeit, da kurzlebige Frühjahrsbienen durch das Aufstellen der Bienenstöcke im Sommer nicht gestört werden (Cane & Tepedino, 2017). Zwei Studien, die auf Inseln durchgeführt wurden, stellen neutrale Auswirkungen von verwalteten Bienenständen fest. Eine stammt von den Barro-Colorado-Inseln in Panama (Roubik & Wolda, 2001) und die andere aus Australien (Gross & Mackay, 1998). Oft ist es komplex zu bestimmen, was als neutraler Einfluss zu werten ist, da dies eine individuelle und subjektive Einschätzung ist. Es ist nicht immer angebracht, bereits kleine Veränderungen innerhalb einer Bienenpopulation als bedrohlich zu bezeichnen (Butz Huryn, 1997). Abweichungen der Wildbienenbesuchsrate bei der Einführung von *Apis mellifera* werden häufig als negativ deklariert. Dabei wird jedoch oft nicht berücksichtigt, dass Ersatznahrungspflanzen für Pollen- und Nektarspeicher ausreichend sein können oder dass Wildbienen ihre Futtersuchzeiten anpassen (Paini & Roberts, 2005). Dies muss aber keinen Fitnessverlust bedeuten (Wojcik et al., 2018). Idealerweise sollte neben dem Futtersuchverhalten auch der Reproduktionserfolg von Solitärerbienen in Langzeitstudien untersucht werden.

3.1.3 Auswirkungen auf den Reproduktionserfolg von Wildbienenarten

Die Literatur dokumentiert mehrfach negative Auswirkungen auf die Fortpflanzung von Wildbienen (Elbgami et al., 2014; Goulson & Sparrow, 2009; Hudewenz & Klein, 2015; Paini et al., 2005; Thomson, 2004). In Schottland korreliert die Größe der erwachsenen *Bombus*-Arten mit dem Vorhandensein von Bienenstöcken. Es wird angenommen, dass kleinere Individuen im Larvenstadium mit weniger Nahrung auskommen mussten, wenn die Konkurrenz mit dominanten *Apis*-Vertretern zu groß wurde (Goulson & Sparrow, 2009). Die Entfernung zu Bienenstöcken spielt eine Rolle für die Körpergewichtszunahme von *Bombus*-Populationen (Abb. 8). In der Nähe war sowohl die allgemeine Fitnessleistung, als auch die Produktion neuer Königinnen niedriger. Zudem wird das Geschlechterverhältnis auf mehr männliche Nachkommen ausgerichtet (Elbgami et al., 2014). Der Abstand zur Nahrungsquelle darf nicht zu weit werden, da sonst weniger Brutzellen präpariert werden können (Paini & Roberts, 2005; Pfiffner & Müller, 2016; Zurbuchen, Cheesman, et al., 2010).

Auf der anderen Seite stehen Studien ohne schädliche Beeinträchtigungen (Kühn et al., 2006; Paini et al., 2005; Pechhacker & Zeillinger, 1994; Roubik & Villanueva-Gutiérrez, 2009; Steffan-Dewenter & Tschardtke, 1999). Weder in einer großen Fläche, noch speziell bei Besuchern der Pflanze *Epilobium angustifolium* hat die Fitness der Wildbienen nachweislich gelitten (Kühn et al., 2006; Steffan-Dewenter & Tschardtke, 1999). Obwohl einige Populationen eine gewisse Widerstandsfähigkeit gegenüber äußeren Einflüssen, einschließlich der Einführung von Honigbienen, aufweisen, besitzt jedes natürliche System eine Art Obergrenze, ab der die Auswirkungen messbar und offensichtlich werden (Butz Huryn, 1997). Folglich kann es sein, dass die Bewertungen entweder zu einem Zeitpunkt stattfanden, als die Grenze noch nicht erreicht war, oder dass die untersuchte Bienengruppe nicht empfindlich reagierte.

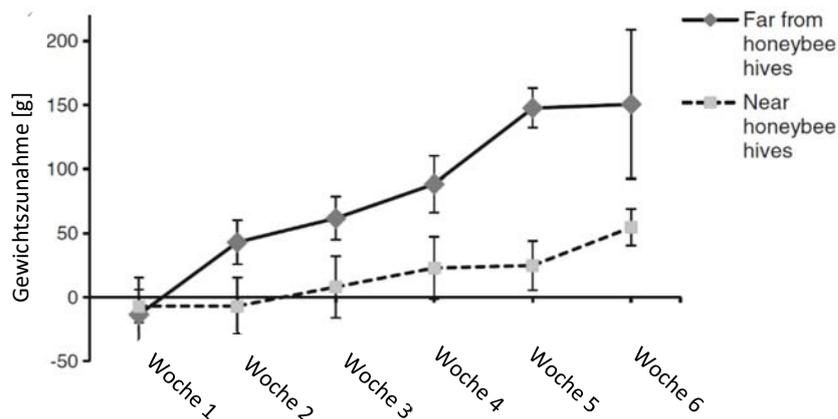


Abb. 8: Mittlere Gewichtszunahme in g von fünf *Bombus*-Kolonien in der Nähe von *Apis mellifera*-Bienenständen verglichen mit weiterer Entfernung innerhalb eines Zeitraumes von sechs Wochen (Basierend auf Elbgami et al., 2014).

Die Frage des Nistplatzes ist eng mit dem Thema Fortpflanzung verbunden. In Neuseeland und Österreich, beispielsweise, wurden keine Wettbewerbe zwischen Honigbienen und Wildbienen um Nistplätze beobachtet (Butz Huryn, 1997; Goras et al., 2016; Pechhacker & Zeillinger, 1994). Trotz der spärlichen Literatur zu diesem Thema kann der Schluss gezogen werden, dass die Verfügbarkeit geeigneter Brutplätze nicht von der Konkurrenz mit *Apis* abhängt, sondern von anderen Umweltfaktoren, die stark vom Menschen gesteuert werden. Dazu gehören die Zerstörung von Lebensräumen und die Intensivierung der Landwirtschaft. Verglichen mit der indirekten Konkurrenz um Nektar und Pollen scheint das Thema Nistplatzwettbewerb vernachlässigbar zu sein.

4. Faktoren, die das Konkurrenzverhalten beeinflussen

Der Wettbewerb zwischen *Apis mellifera* und Wildbienenarten verläuft nicht immer gleich, da er von vielen Aspekten geprägt sein kann (Abb. 9). Zusammenfassend lässt sich sagen, dass nicht nur der Lebensraum mit seiner Eignung für Wildbienen eine wichtige Rolle spielt, sondern auch die floralen Ressourcen darin. Neben der Heterogenität eines Habitats und seiner Vegetationsbedeckung ist auch die zunehmende Fragmentierung der Landschaft relevant, was zum Verlust von Nistplätzen führen kann. Sowohl das Pollen-, als auch das Nektarangebot hängen unter anderem von der Jahreszeit und generell von klimatischen Bedingungen, wie den Niederschlägen ab. Bei der Honigbiene selbst scheint die Bevölkerungsdichte bzw. die Anzahl der Bienenstöcke pro Flächeneinheit von großer Bedeutung zu sein. In Bezug auf Wildbienen ist die Situation, aufgrund der vielen Arten, etwas komplexer. Einerseits sind morphologische Merkmale, wie die Länge des Rüssels und die Körpergröße entscheidend. Denn letztere beeinflusst wiederum die Flugdistanzen, die ein Individuum zurücklegen kann. Untrennbar damit verbunden ist auch der Standort

des Honigbienenvolkes und seine Entfernung zu Wildbienenhabitaten (Anhang: Abb. 14). Andererseits beeinträchtigt der Grad der Spezialisierung unweigerlich die Ausweichmöglichkeiten und damit die Anpassungsfähigkeit der Wildbienen (Anhang: Tab. 2).

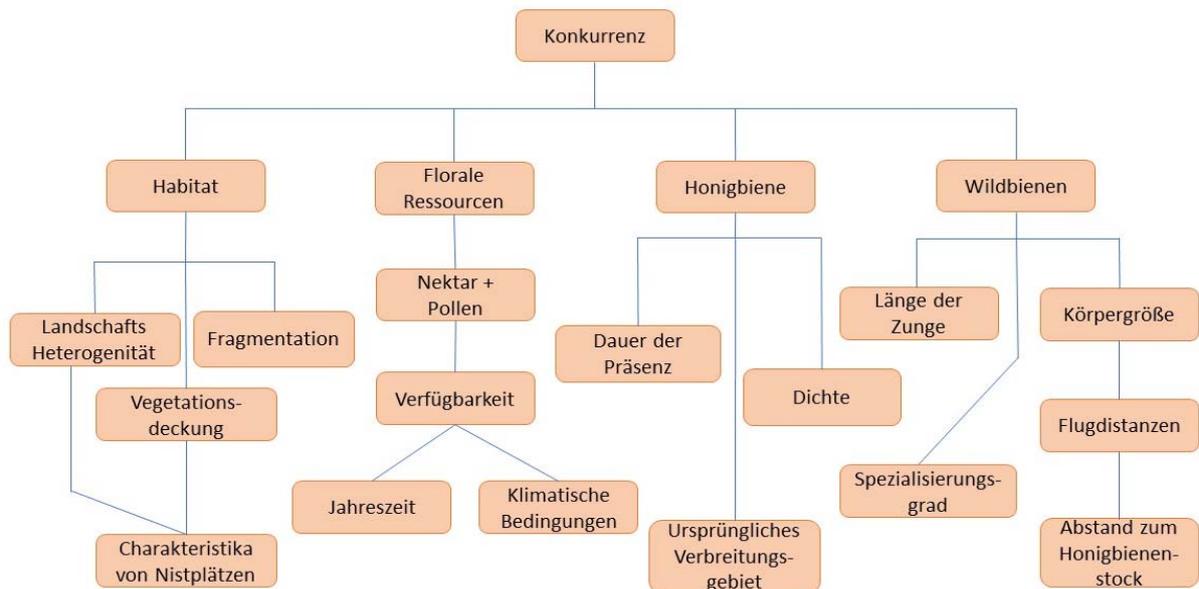


Abb. 9: Überblick über Faktoren, die die Konkurrenz zwischen Honigbienen und Wildbienen beeinflussen können (Quellen: s. Anhang: Tab. 2).

Zusätzlich hat das ursprüngliche Verbreitungsgebiet der Honigbiene eine entscheidende Bedeutung. Insgesamt weisen 29 der Berichte (51 %) auf negative Folgen für Wildbienen hin (Abb. 10). Davon wurden 31 % (9 Studien) innerhalb dieses Radius durchgeführt. Dies bedeutet, dass 69 % der negativen Folgen in Ländern beobachtet wurden, in denen die kommerziell genutzte Art *Apis* eingeführt wurde. Unsere

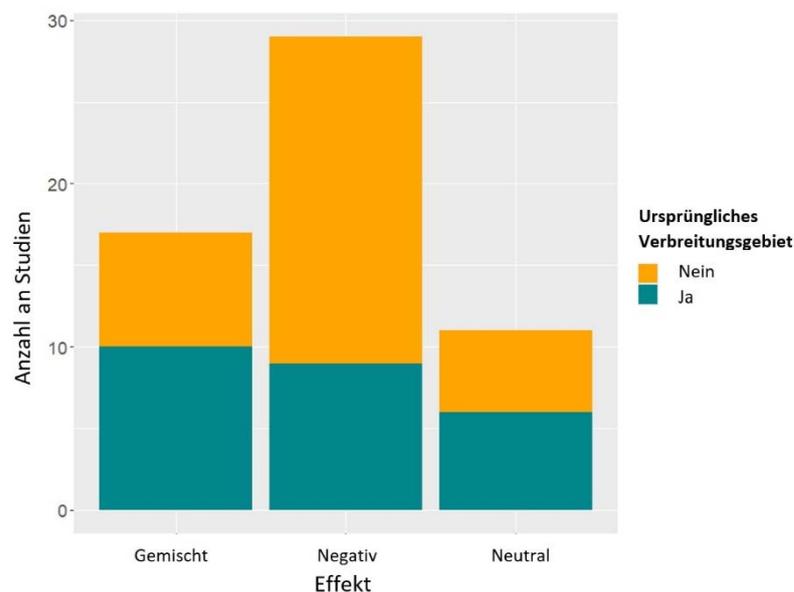


Abb. 10: Übersicht der Ergebnisse aller 57 Studien, in denen die Konkurrenz mit mindestens einem relevanten Parameter untersucht wurde, kategorisiert nach negativen, neutralen oder gemischten Effekten (d. h. eine Kombination aus beiden). Das natürliche Verbreitungsgebiet von *Apis mellifera* ist hier ebenfalls berücksichtigt (orange repräsentiert Studien, die außerhalb des Heimatgebiets durchgeführt wurden) (Quellen: s. Anhang: Tab. 1).

Ergebnisse stimmen daher mit denen einiger früherer Studien oder Übersichtsartikel überein (Goras et al., 2016; Herrera, 2020; Mallinger et al., 2017; Moritz et al., 2005; Paini, 2004; Requier et al., 2019; Torné Noguera, 2015). Allerdings teilen nicht alle Forscher diese Meinung (Wojcik et al., 2018). Dennoch zeigt sich, dass bei der Einfuhr nicht-heimischer Arten in neue Gebiete Vorsicht geboten ist.

Im Hinblick auf den Lebensraum lohnt es sich, die hier untersuchten Studien nach ihren Untersuchungsgebieten und Ergebnissen aufzuteilen (Abb. 11). Die Mehrheit der Studien untersuchte natürliche (wilde) Lebensräume und landwirtschaftliche Flächen. Ein kleiner Teil erforschte beides zusammen oder andere Gebiete, wie einen botanischen Garten oder urbanen Raum. Ein interessantes Detail ist die Verteilung innerhalb der Gruppe der Arbeiten, die einen negativen Einfluss auf Wildbienen nachweisen. 55,2 % dieser Studien wurden in naturnahen Lebensräumen durchgeführt, während 27,6 % in landwirtschaftlichen Umgebungen stattfanden. Diese Ergebnisse unterstützen die Annahme, dass es nicht ratsam ist, eine übermäßige Anzahl von *Apis*-Bienenstöcken in natürlichen Umgebungen aufzustellen.

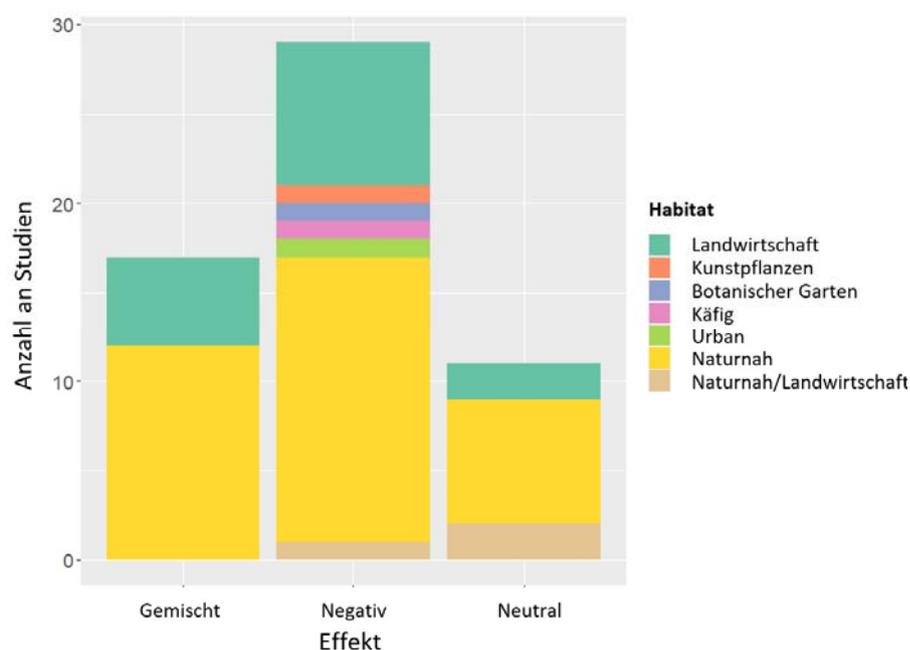


Abb. 11: Übersicht der Standorte, an denen die 57 hier analysierten Studien durchgeführt wurden, gruppiert nach dem Einfluss von Honigbienen auf Wildbienen (Quellen: s. Anhang: Tab. 1).

5. Bienen in Naturschutzgebieten

Da Imker ihren Schützlingen auch in Zeiten knapper Ressourcen möglichst qualitativ hochwertige Nahrungsquellen in der Nähe anbieten möchten, stellt sich die Frage nach dem Aufstellen von Bienenkästen in Naturschutzgebieten. Die Vereinbarkeit mit der Philosophie von Biotopschutzflächen ist jedoch umstritten. Laut Burger (2018) werden die Regeln hier strenger überwacht. Ein Beispielfall, der gegen die Aufstellung von Bienenständen spricht, ist ein Kiefernwald mit großzügigem Heideunterwuchs. Für die hochspezialisierten Wildbienenarten Heidekraut-Seidenbiene (*Colletes succintus*) und Heidekraut-Sandbiene (*Andrea fuscipes*) könnte dies vor allem im Spätsommer problematisch werden. Zusammen mit ihrer kurzen Lebensdauer (6 bis 8 Wochen) kann eine Freisetzung von *Apis mellifera* zur falschen Zeit sogar zum lokalen Aussterben dieser und anderer oligolektischer Arten führen. In engem Zusammenhang damit steht ein Kaskadeneffekt für die Kuckucksbienen *Epeolus cruciger* und *Nomada rufipes*, die von den beiden erstgenannten Arten abhängen (Burger, 2018). Aus diesem Grund wurde bereits vorgeschlagen, dass bei der Aufstellung von Honigbienenstöcken ein Abstand von 3 km zu Naturschutzgebieten eingehalten werden

sollte, um keine Konkurrenz zu provozieren (Martin, 2008). In der Regel ist die Bestäubung in den Schutzgebieten vollständig durch Wildbienen gewährleistet, so dass Honigbienen die Bestäubungseffizienz nicht steigern können (David, 2013). Unsere Ergebnisse deuten ebenfalls darauf hin, dass es empfehlenswert wäre, vorausschauend zu handeln, da die meisten der hier ausgewerteten Studien, die auf eine Bedrohung für Wildbienen hindeuten, in naturnahen Lebensräumen durchgeführt wurden.

6. Eine Auswahl an Managementempfehlungen

In der Literatur finden sich zahlreiche Vorschläge für Managementstrategien zur Verringerung der Konkurrenz zwischen Honigbienen und Wildbienen oder zum Schutz von Wildbienenpopulationen (Abb. 12). Nachfolgend werden einige Ideen entsprechend der verantwortlichen Personengruppen Imker, Landeigentümer/Landbewirtschafter, Naturschützer und Politiker vorgestellt (Anhang: Tab. 3). Grundsätzlich ist eine Zusammenarbeit aller Interessensvertreter erforderlich (Katumo et al., 2022).

In Zukunft sollte die Forschung auf dem Gebiet der Konkurrenz zwischen Bienenarten ausgeweitet werden. Vor allem im Bereich der Auswirkungen auf Fitness und Reproduktion (Wojcik et al., 2018). Zusätzlich sind die folgenden Themengebiete stärker zu berücksichtigen: wildlebende Honigbienen (Requier et al., 2019), Länge des Rüssels von Wildbienen (Forup & Memmott, 2005), interspezifische Kommunikation über Pheromone (Geslin et al., 2017) und die Einflüsse des Klimawandels (Moss & Evans, 2022).

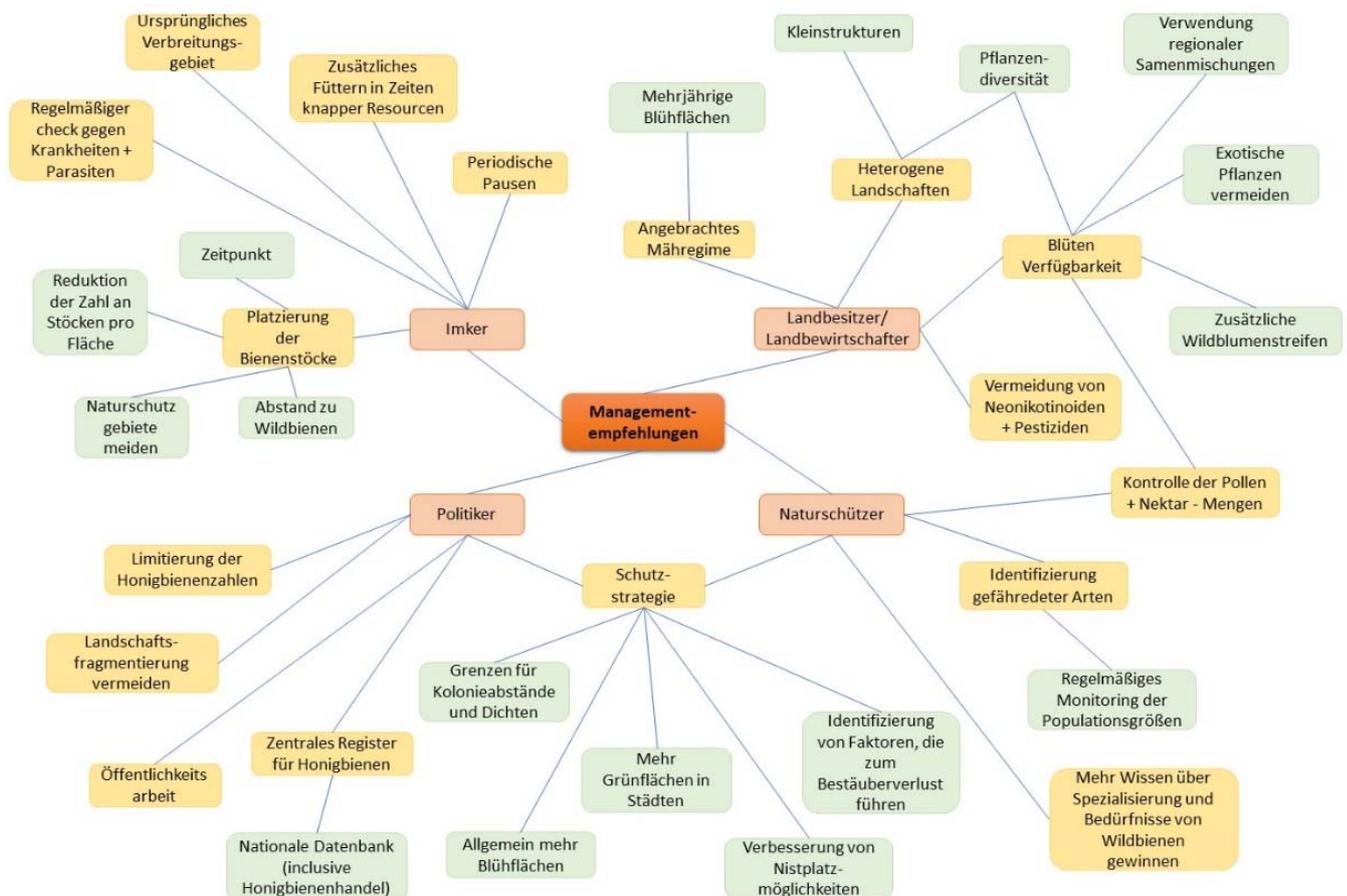


Abb. 12: Netzwerk verschiedener Vorschläge für Managementempfehlungen, gegliedert nach Möglichkeiten für Imker, Landbesitzer/Landbewirtschafter, Naturschützer und Politiker (Quellen: s. Anhang, Tab. 3).

7. Schlussfolgerungen

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass der Rückgang der Wildbienenbestände und -arten durch viele verschiedene Faktoren ausgelöst wird. Die Zerstörung und Fragmentierung von Lebensräumen, die Intensivierung der Landwirtschaft mit übermäßigem Einsatz von Dünger und Pestiziden, sowie der Klimawandel tragen dazu bei (Burger, 2018). Diese Situation kann durch die Konkurrenz mit *Apis mellifera*-Kolonien weiter verschärft werden (Mallinger et al., 2016). Eine solcher Wettbewerb ist schwer zu definieren und zu messen (Paini, 2004). Wenn es genügend Nahrungsquellen für alle gibt, wird die Vielfalt einer Bienengemeinschaft erhöht. Dies gilt insbesondere in der Nähe von Nistplätzen (Knop et al., 2006; Sedy & Götzl, 2015). Die Ergebnisse unserer Literaturrecherche deuten darauf hin, dass es durchaus zu Konkurrenzsituationen kommt. Es scheint ein Wettstreit um Blütenressourcen, wie Nektar und Pollen, vorzuliegen. Der Grad der Überlappung von genutzten Nahrungspflanzen ist sehr variabel, aber eine Voraussetzung dafür, dass Wildbienen die Folgen spüren. Die meisten der hier untersuchten Studien deuten auf negative Effekte von Honigbienen auf solitäre oder staatenbildende Wildbienen hin. Das Ausmaß hängt von verschiedenen Variablen ab, darunter Lebensraum, Ressourcen, Entfernung zum Bienenstock und Grad der Spezialisierung. Dennoch bedeutet ein Ausweichen der Wildbienen auf andere Pflanzen nicht zwingend einen Verlust an Fitness in einer Wildbienen-Population. Wenn die Ersatzquellen jedoch weniger geeignet oder weiter entfernt sind, kann beispielsweise die Reproduktion leiden. Viele Studien zeigen auch kombinierte Effekte. Das bedeutet, dass mehrere untersuchte Parameter unterschiedliche Ergebnisse zeigen, oder dass die Reaktionen der einzelnen Bienenarten verschieden ausfallen.

Laut unseren Analysen spielt auch das ursprüngliche Verbreitungsgebiet eine wichtige Rolle. Der größte Teil der Literatur mit negativen Folgen wurde außerhalb des natürlichen Vorkommens von *Apis mellifera* durchgeführt. Darüber hinaus gibt es eine Tendenz zu mehr negativen Auswirkungen in wilden Lebensräumen (Naturlandschaften) im Vergleich zu landwirtschaftlichen Standorten (Kulturlandschaften). **Sind in landwirtschaftlich genutzten Gebieten in ausreichendem Maße genug Nisthabitate und artenreiche Blütenangebote im jahreszeitlichen Verlauf vorhanden, ist die Konkurrenzsituation zwischen Wildbienenpopulationen und aufgestellten *Apis*-Völkern gering bis nicht feststellbar. Dies gilt bis zu einem gewissen Schwellenwert der Anzahl von Honigbienen-Kolonien und ab einer gewissen Distanz zu diesen. In Naturgebieten, in denen i.d.R. die Ausstattung mit Nisthabitaten und Blütenreichtum nicht durch den Menschen beeinflusst wird, üben aufgestellte *Apis*-Völker einen nachweisbaren Konkurrenzdruck auf Wildbienenpopulationen aus. Hier ist dann die Anzahl der *Apis*-Völker, deren räumliche Verteilung, sowie jahreszeitliche Anwesenheit von großer Bedeutung für die Stärke des negativen Einflusses auf Wildbienenpopulationen.** Dieser negative Einfluss kann durch angepasste Managementpläne niedrig gehalten werden. Insgesamt führt das zu dem Vorschlag, nach dem Vorsorgeprinzip zu handeln und die Einrichtung von Bienenständen in Naturschutzgebieten weitestgehend zu vermeiden.

Im Gegensatz zu den floralen Ressourcen scheint es keine Anzeichen für Rivalität um Nistplätze zu geben.

Insgesamt gesehen ist die Konkurrenz zwischen Honig- und Wildbienen sehr unterschiedlich und individuell. Die Situation wirkt komplex und die Frage nach negativen Auswirkungen kann nicht einheitlich beantwortet werden. Da der Fokus immer noch auf *Apis mellifera* als Hauptbestäuber liegt, sollte den Wildbienen und ihren faszinierenden Lebensweisen mehr Aufmerksamkeit geschenkt werden. **Eine Verbesserung ihrer Lebensraum- und Nahrungspflanzen-Bedingungen und weit weniger Pestizideinsatz würden bereits erheblich helfen.**

8. Bearbeitete Literatur (127)

- Aebi, A., Vaissiere, B., van Engelsdorp, D., Delaplane, K., Roubik, D., Neumann, P. (2012). Back to the future: Apis versus non-Apis pollination. *Trends in Ecology and Evolution*, 27(3), 142–143. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.11.017>
- Aizen, M. A., Feinsinger, P. (1994). Habitat Fragmentation , Native Insect Pollinators , and Feral Honey Bees in Argentine ' Chaco Serrano '. *Ecological Applications*, 4(2), 378–392. <https://www.jstor.org/stable/1941941>
- Aizen, M. A., Garibaldi, L. A., Cunningham, S. A., Klein, A. M. (2009). How much does agriculture depend on pollinators? Lessons from long-term trends in crop production. *Annals of Botany*, 103(9), 1579–1588. <https://doi.org/10.1093/aob/mcp076>
- Angelella, G. M., McCullough, C. T., O'Rourke, M. E. (2021). Honey bee hives decrease wild bee abundance, species richness, and fruit count on farms regardless of wildflower strips. *Scientific Reports*, 11(1), 1–12. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-81967-1>
- Artz, D. R., Hsu, C. L., Nault, B. A. (2011). Influence of honey bee, apis mellifera, hives and field size on foraging activity of native bee species in pumpkin fields. *Environmental Entomology*, 40(5), 1144–1158. <https://doi.org/10.1603/EN10218>
- Badano, E. I., Vergara, C. H. (2011). Potential negative effects of exotic honey bees on the diversity of native pollinators and yield of highland coffee plantations. *Agricultural and Forest Entomology*, 13(4), 365–372. <https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2011.00527.x>
- Balfour, N. J., Gandy, S., Ratnieks, F. L. W. (2015). Exploitative competition alters bee foraging and flower choice. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 69(10), 1731–1738. <https://doi.org/10.1007/s00265-015-1985-y>
- Balfour, N. J., Garbuzov, M., Ratnieks, F. L. W. (2013). Longer tongues and swifter handling: Why do more bumble bees (*Bombus* spp.) than honey bees (*Apis mellifera*) forage on lavender (*Lavandula* spp.)? *Ecological Entomology*, 38(4), 323–329. <https://doi.org/10.1111/een.12019>
- Beekman, M., Ratnieks, F. L. W. (2000). Long-range foraging by the honey-bee, *Apis mellifera* L. *Functional Ecology*, 14(4), 490–496. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2000.00443.x>
- Blitzer, E. J., Gibbs, J., Park, M. G., Danforth, B. N. (2016). Pollination services for apple are dependent on diverse wild bee communities. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 221, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.004>
- Böcking, O. (2013). Konkurrenz zwischen Honig- und Wildbienen. *LAVES - Institut Für Bienenkunde Celle*, 65, 1–4.
- Breeze, T. D., Bailey, A. P., Balcombe, K. G., Potts, S. G. (2011). Pollination services in the UK: How important are honeybees? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 142(3–4), 137–143. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.03.020>
- Burger, R. (2018). *Wildbienen first - unsere wichtigsten Bestäuber und die Konkurrenz mit dem Nutztier Honigbiene* (Issue 01). <https://www.ifaun.de>
- Butz Huryn, V. (1997). Ecological Impacts of Introduced Honey Bees. *THE QUARTERLY REVIEW OF BIOLOGY - The University of Chicago Press*, 72(3), 275–297. <https://www.jstor.org/stable/3037382>
- Cane, J. H., Sipes, S. (2006). Characterizing floral specialization by bees: analytical methods and a revised lexicon for oligolecty. In N. M. Waser & J. Ollerton (Eds.), *Plant-pollinator interactions: from specialization to generalization* (pp. 99–122). University of Chicago Press.

- Cane, J. H., Tepedino, V. J. (2017). Gauging the Effect of Honey Bee Pollen Collection on Native Bee Communities. *Conservation Letters*, 10(2), 205–210. <https://doi.org/10.1111/conl.12263>
- Conner, J. K., Neumeier, R. (1995). Effects of black mustard population size on the taxonomic composition of pollinators. *Oecologia*, 104(2), 218–224. <https://doi.org/10.1007/BF00328586>
- Corbet, S. A., Williams, I. H., Osborne, J. L. (1991). Bees and the pollination of crops and wild flowers in the european community. *Bee World*, 72(2), 47–59. <https://doi.org/10.1080/0005772X.1991.11099079>
- Couvillon, M. J., Schürch, R., Ratnieks, F. L. W. (2014). Waggle dance distances as integrative indicators of seasonal foraging challenges. *PLoS ONE*, 9(4), 1–7. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0093495>
- Danner, N., Molitor, A. M., Schiele, S., Härtel, S., Steffan-Dewenter, I. (2016). Season and landscape composition affect pollen foraging distances and habitat use of Honey bees. *Ecological Applications*, 26(6), 1920–1929. <https://doi.org/10.1890/15-1840.1>
- David, W. (2013). Das Spannungsfeld Honigbienen - Wildbienen. *Naturgartenfreunde*.
- Di Pasquale, G., Salignon, M., Le Conte, Y., Belzunces, L. P., Decourtye, A., Kretzschmar, A., Suchail, S., Brunet, J. L., Alaux, C. (2013). Influence of Pollen Nutrition on Honey Bee Health: Do Pollen Quality and Diversity Matter? *PLoS ONE*, 8(8), 1–13. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0072016>
- Dupont, Y. L., Hansen, D. M., Valido, A., Olesen, J. M. (2004). Impact of introduced honey bees on native pollination interactions of the endemic *Echium wildpretii* (Boraginaceae) on Tenerife, Canary Islands. *Biological Conservation*, 118(3), 301–311. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.09.010>
- Elbgami, T., Kunin, W. E., Hughes, W. O. H., Biesmeijer, J. C. (2014). The effect of proximity to a honeybee apiary on bumblebee colony fitness, development, and performance. *Apidologie*, 45(4), 504–513. <https://doi.org/10.1007/s13592-013-0265-y>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.09.014>
- Fontana, P., Costa, C., Di Prisco, G., Ruzzier, E., Annoscia, D., Battisti, A., Caoduro, G., Carpana, E., Contessi, A., Dal Lago, A., Dall’olio, R., de Cristofaro, A., Felicioli, A., Floris, I., Fontanesi, L., Gardi, T., Lodesani, M., Malagnini, V., Manias, L., ... Segrè, A. (2018). Appeal for biodiversity protection of native honey bee subspecies of *apis mellifera* in Italy (San michele all’Adige declaration). *Bulletin of Insectology*, 71(2), 257–271.
- Forup, M. L., Memmott, J. (2005). The relationship between the abundance of bumblebees and honeybees in a native habitat. *Ecological Entomology*, 30(1), 47–57. <https://doi.org/10.1111/j.0307-6946.2005.00660.x>
- Garibaldi, L. A., Pérez-Méndez, N., Cordeiro, G. D., Hughes, A., Orr, M., Alves-dos-Santos, I., Freitas, B. M., Freitas de Oliveira, F., LeBuhn, G., Bartomeus, I., Aizen, M. A., Andrade, P. B., Blochtein, B., Boscolo, D., Drumond, P. M., Gaglianone, M. C., Gemmill-Herren, B., Halinski, R., Krug, C., ... Viana, B. F. (2021). Negative impacts of dominance on bee communities: Does the influence of invasive honey bees differ from native bees? *Ecology*, 102(12), 1–8. <https://doi.org/10.1002/ecy.3526>
- Garibaldi, L. A., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., Aizen, M. A., Bommarco, R., Cunningham, S. A., Kremen, C., Carvalheiro, L. G. (2014). Wild Pollinators Enhance Fruit Set of Crops Regardless of Honey Bee Abundance. *Science*, 339(May), 1608–1611.
- Geslin, B., Gauzens, B., Baude, M., Dajoz, I., Fontaine, C., Henry, M., Ropars, L., Rollin, O., Thébault, E., Vereecken, N. J. (2017). Massively Introduced Managed Species and Their Consequences for Plant–Pollinator Interactions. *Advances in Ecological Research*, 57, 147–199. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2016.10.007>

- Ginsberg, H. (1983). Foraging Ecology of Bees in an Old Field. *Ecological Society of America*, 64(1), 165–175. <http://www.jstor.com/stable/1937338> REFERENCES
- González-Teuber, M., Heil, M. (2009). Nectar chemistry is tailored for both attraction of mutualists and protection from exploiters. *Plant Signaling and Behavior*, 4(9), 809–813. <https://doi.org/10.4161/psb.4.9.9393>
- Goodale, E., Nieh, J. C. (2012). Public use of olfactory information associated with predation in two species of social bees. *Animal Behaviour*, 84(4), 919–924. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2012.07.016>
- Goras, G., Tananaki, C., Dimou, M., Tscheulin, T., Petanidou, T., Thrasyvoulou, A. (2016). Impact of honey bee (*Apis mellifera* L.) density on wild bee foraging behaviour. *Journal of Apicultural Science*, 60(1), 49–61. <https://doi.org/10.1515/JAS-2016-0007>
- Goulson, D. (2003). Effects of Introduced Bees on Native Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 1–26. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132355>
- Goulson, D., Sparrow, K. (2009). Evidence for competition between honeybees and bumblebees; effects on bumblebee worker size. *Journal of Insect Conservation*, 13(2), 177–181. <https://doi.org/10.1007/s10841-008-9140-y>
- Goulson, D., Stout, J. C., Kells, A. R. (2002). Do exotic bumblebees and honeybees compete with native flower-visiting insects in Tasmania. *Journal of Insect Conservation*, 6(3), 179–189. <https://doi.org/10.1023/A:1023239221447>
- Greenleaf, S. S., Williams, N. M., Winfree, R., Kremen, C. (2007). Bee foraging ranges and their relationship to body size. *Oecologia*, 153(3), 589–596. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0752-9>
- Gross, C. L. (2001). The effect of introduced honeybees on native bee visitation and fruit-set in *Dillwynia juniperina* (Fabaceae) in a fragmented ecosystem. *Biological Conservation*, 102(1), 89–95. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00088-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00088-X)
- Gross, C. L., Mackay, D. (1998). Honeybees reduce fitness in the pioneer shrub *Melastoma affine* (Melastomataceae). *Biological Conservation*, 86(2), 169–178. [doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00010-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00010-X)
- Hellerstein, D., Hitaj, C., Smith, D., Davis, A., Hitaj, C., Smith, D., Davis, A., Use, L. (2017). *Land Use , Land Cover , and Pollinator Health : A Review and Trend Analysis Recommended citation format for this publication : 232.*
- Henry, M., Rodet, G. (2018). Controlling the impact of the managed honeybee on wild bees in protected areas. *Scientific Reports*, 8(1), 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-27591-y>
- Herbertsson, L., Ekroos, J., Albrecht, M., Bartomeus, I., Batáry, P., Bommarco, R., Caplat, P., Diekötter, T., Eikestam, J. M., Entling, M. H., Farbu, S., Farwig, N., Gonzalez-Varo, J. P., Hass, A. L., Holzschuh, A., Hopfenmüller, S., ... Smith, H. G. (2021). Bees increase seed set of wild plants while the proportion of arable land has a variable effect on pollination in European agricultural landscapes. *Plant Ecology and Evolution*, 154(3), 341–350. <https://doi.org/10.5091/PLECEVO.2021.1884>
- 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(7), 609–616. <https://doi.org/10.1016/J.BAAE.2016.05.001>
- Herrera, C. M. (2020). Gradual replacement of wild bees by honeybees in flowers of the Mediterranean Basin over the last 50 years. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 287(1921), 16–20. <https://doi.org/10.1098/rspb.2019.2657>
- Horskins, K., Turner, V. B. (1999). Resource use and foraging patterns of honeybees, *Apis mellifera*, and native insects on flowers of *Eucalyptus costata*. *Austral Ecology*, 24(3), 221–227. <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.1999.00965.x>

- 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(6), 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(21), 5049–5056. <https://doi.org/10.1002/ece3.1762>
- Hung, K. L. J., Kingston, J. M., Lee, A., Holway, D. A., Kohn, J. R. (2019). Non-native honey bees disproportionately dominate the most abundant floral resources in a biodiversity hotspot. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 286(1897). <https://doi.org/10.1098/rspb.2018.2901>
- Ing, K., Mogren, C. L. (2020). Evidence of Competition between Honey Bees and *Hylaeus anthracinus* (Hymenoptera: Colletidae), an Endangered Hawaiian Yellow-Faced Bee. *Pacific Science*, 74(1), 75–85. <https://doi.org/10.2984/74.1.6>
- Kato, M., Kawakita, A. (2004). Plant-pollinator interactions in new caledonia influenced by introduced honey bees. *American Journal of Botany*, 91(11), 1814–1827. <https://doi.org/10.3732/ajb.91.11.1814>
- Katumo, D. M., Liang, H., Ochola, A. C., Lv, M., Wang, Q. F., Yang, C. F. (2022). Pollinator diversity benefits natural and agricultural ecosystems, environmental health, and human welfare. *Plant Diversity*. <https://doi.org/10.1016/j.pld.2022.01.005>
- Klein, A. M., Boreux, V., Fornoff, F., Mupepele, A. C., Pufal, G. (2018). Relevance of wild and managed bees for human well-being. *Current Opinion in Insect Science*, 26, 82–88. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2018.02.011>
- Knop, E., Kleijn, D., Herzog, F., Schmid, B. (2006). Effectiveness of the Swiss agri-environment scheme in promoting biodiversity. *Journal of Applied Ecology*, 43(1), 120–127. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01113.x>
- Kühn, J., Hamm, A., Schindler, M., Wittmann, D. (2006). Ressourcenaufteilung zwischen der oligolektischen Blattschneiderbiene *Megachile lapponica* L. (Hymenoptera , Apiformes) und anderen Blütenbesuchern am schmalblättrigen Weidenröschen (*Epilobium angustifolium* , Onagraceae). *Mitteilungen Der Deutschen Gesellschaft Für Allgemeine Und Angewandte Entomologie*, 389–392.
- Losey, J. E., Vaughan, M. (2006). The economic value of ecological services provided by insects. *BioScience*, 56(4), 311–323. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)56\[311:TEVOES\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[311:TEVOES]2.0.CO;2)
- MacLeod, M., Reilly, J., Cariveau, D. P., Genung, M. A., Roswell, M., Gibbs, J., Winfree, R. (2020). How much do rare and crop-pollinating bees overlap in identity and flower preferences? *Journal of Applied Ecology*, 57(2), 413–423. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13543>
- 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. In *PLoS ONE* (Vol. 12, Issue 12). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0189268>
- Mallinger, R. E., Gibbs, J., Gratton, C. (2016). Diverse landscapes have a higher abundance and species richness of spring wild bees by providing complementary floral resources over bees' foraging periods. *Landscape Ecology*, 31(7), 1523–1535. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0332-z>
- Martin, H.-J. (2008). *Wildbienen vs. Honigbienen*. <https://www.wildbienen.de/wbfragen.htm>
- Martins, D. J. (2004). Foraging patterns of managed honeybees and wild bee species in an arid African environment: Ecology, biodiversity and competition. *International Journal of Tropical Insect Science*, 24(1), 105–115. <https://doi.org/10.1079/IJT200411>
- Michener, C. (2007). The bees of the world. In *Paper Knowledge . Toward a Media History of Documents* (2nd ed.). The Johns Hopkins University Press.

- Minckley, R. L., Cane, J. H., Kervin, L., Yanega, D. (2003). Biological Impediments to Measures of Competition among Introduced Honey Bees and Desert Bees (Hymenoptera : Apiformes). *Journal of the Kansas Entomological Society*, 76(2), 306–319. <https://www.jstor.org/stable/25086117>
- Moritz, R. F. A., Härtel, S., Neumann, P. (2005). Global invasions of the western honeybee (*Apis mellifera*) and the consequences for biodiversity. *Ecoscience*, 12(3), 289–301. <https://doi.org/10.2980/i1195-6860-12-3-289.1>
- Moss, E. D., Evans, D. M. (2022). Experimental Climate Warming Reduces Floral Resources and Alters Insect Visitation and Wildflower Seed Set in a Cereal Agro-Ecosystem. *Frontiers in Plant Science*, 13(February), 1–13. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.826205>
- Murphy, C., Robertson, A. (2019). Preliminary study of the effects of honey bees (*Apis mellifera*) in tongariro national park. *Science for Conservation*, 139, 1–18.
- Neumayer, J. (2006). Einfluss von Honigbienen auf das Nektarangebot und auf autochthone Blütenbesucher. *Entomologica Austriaca*, 13(January), 7–14.
- Nielsen, A., Dauber, J., Kunin, W. E., Lamborn, E., Jauker, B., Moora, M., Potts, S. G., Reitan, T., Roberts, S., Söber, V., Settele, J., Steffan-Dewenter, I., Stout, J. C., Tscheulin, T., Vaitis, M., Vivarelli, D., Biesmeijer, J. C., Petanidou, T. (2012). Pollinator community responses to the spatial population structure of wild plants: A pan-European approach. *Basic and Applied Ecology*, 13(6), 489–499. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2012.08.008>
- O’Neal, R., Waller, G. D. (1984). On the Pollen Harvest by the Honey Bee (*Apis mellifera* L.) Near Tucson, Arizona (1976-1981). *Desert Plants*, 6(2).
- Paini, D. (2004). Impact of the introduced honey bee (*Apis mellifera*) (Hymenoptera: Apidae) on native bees: A review. *Austral Ecology*, 29(4), 399–407. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2004.01376.x>
- Paini, D., Roberts, D. (2005). Commercial honey bees (*Apis mellifera*) reduce the fecundity of an Australian native bee (*Hylaeus alcyoneus*). *Biological Conservation*, 123(1), 103–112. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.11.001>
- Paini, D., Williams, M., Roberts, D. (2005). No short-term impact of honey bees on the reproductive success of an Australian native bee. *Apidologie*, 36(4), 613–621. <https://doi.org/10.1051/apido:2005046>
- Panziera, D., Requier, F., Chantawannakul, P., Pirk, C. W. W., Blacquière, T. (2022). The Diversity Decline in Wild and Managed Honey Bee Populations Urges for an Integrated Conservation Approach. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10(March), 1–7. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.767950>
- Park, B., Nieh, J. (2017). Seasonal trends in honey bee pollen foraging revealed through DNA barcoding of bee-collected pollen. *Insectes Sociaux*, 64(3), 425–437. <https://doi.org/10.1007/s00040-017-0565-8>
- Pechhacker, H., Zeillinger, C. (1994). Zur Konkurrenz zwischen Wildbienen und Honigbienen. *Apidologie*, Springer Verlag, 25(5), 492–494. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00891216>
- Pedro, M. S. R., Carmargo, J. M. F. (1991). Interactions on floral resources between the Africanized honey bee *Apis mellifera* L. and the native community (Hymenoptera: Apoidea) in a natural “Cerrado” ecosystem in Southeast Brazil. *Apidologie*, 22, 397–415. <https://doi.org/10.1051/apido:19910405>
- Pfiffner, L., Müller, A. (2016). Wildbienen und Bestäubung. *Forschungsinstitut Für Biologischen Landbau FiBL*. www.shop.fibl.org
- Pick, R. A., Schindwein, C. (2011). Pollen partitioning of three species of Convolvulaceae among oligolectic bees in the Caatinga of Brazil. *Plant Systematics and Evolution*, 293(1–4), 147–159. <https://doi.org/10.1007/s00606-011-0432-4>
- Pickhardt, A., Fluri, P. (2000). *Die Bestäubung der Blütenpflanzen durch Bienen: Biologie, Ökologie, Ökonomie*. 38, 75.

- Pinkus-Rendon, M. A., Parra-Tabla, V., Meléndez-Ramírez, V. (2005). Floral resource use and interactions between *Apis mellifera* and native bees in cucurbit crops in Yucatán, México. *Canadian Entomologist*, 137(4), 441–449. <https://doi.org/10.4039/n04-043>
- Pleasants, J. M. (1981). Bumblebee Response to Variation in Nectar Availability. *Ecology*, 62(6), 1648–1661. <https://doi.org/doi.org/10.2307/1941519>
- Policarová, J., Cardinal, S., Martins, A. C., Straka, J. (2019). The role of floral oils in the evolution of apid bees (Hymenoptera: Apidae). *Biological Journal of the Linnean Society*, 128(2), 486–497. <https://doi.org/10.1093/biolinnean/blz099>
- Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., Kunin, W. E. (2010). Global pollinator declines: Trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution*, 25(6), 345–353. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.007>
- R Core Team. (2021). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>
- Ramseier, H., Füglistaller, D., Läderach, C., Ramseier, C., Rauch, M., Etter, F. W. (2016). Blühstreifen fördern Honig- und Wildbienen. *Agrarforschung Schweiz*, 7(6), 276–283.
- Rasmussen, C., Dupont, Y. L., Madsen, H. B., Bogusch, P., Goulson, D., Herbertsson, L., Maia, K. P., Nielsen, A., Olesen, J. M., Potts, S. G., Roberts, S. P. M., Kjær Sydenham, M. A., Kryger, P. (2021). Evaluating competition for forage plants between honey bees and wild bees in Denmark. *PLoS ONE*, 16(4 April 2021), 1–19. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0250056>
- Reim, S., Proft, A., Heinz, S., Lochschmidt, F., Höfer, M., Tröber, U., Wolf, H. (2017). Pollen movement in a *Malus sylvestris* population and conclusions for conservation measures. *Plant Genetic Resources: Characterisation and Utilisation*, 15(1), 12–20. <https://doi.org/10.1017/S1479262115000301>
- Renner, S. S., Graf, M. S., Hentschel, Z., Krause, H., Fleischmann, A. (2021). High honeybee abundances reduce wild bee abundances on flowers in the city of Munich. *Oecologia*, 195(3), 825–831. <https://doi.org/10.1007/s00442-021-04862-6>
- Requier, F., Garney, L., Kohl, P., Njovu, H., Pirk, C., Crewe, R., Steffan-Dewenter, I. (2019). The Conservation of Native Honey Bees Is Crucial Fabric. *Trends in Ecology & Evolution*, 34(9), 789–798. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2019.04.008>
- Rogers, S. R., Cajamarca, P., Tarpy, D. R., Burrack, H. J. (2013). Honey bees and bumble bees respond differently to inter- and intra-specific encounters. *Apidologie*, 44(6), 621–629. <https://doi.org/10.1007/s13592-013-0210-0>
- Ropars, L., Affre, L., Schurr, L., Flacher, F., Genoud, D., Mutillod, C., Geslin, B. (2020). Land cover composition, local plant community composition and honeybee colony density affect wild bee species assemblages in a Mediterranean biodiversity hot-spot. *Acta Oecologica*, 104(103546). <https://doi.org/10.1016/j.actao.2020.103546>
- Ropars, L., Dajoz, I., Fontaine, C., Muratet, A., Geslin, B. (2019). Wild pollinator activity negatively related to honey bee colony densities in urban context. *PLoS ONE*, 14(9), 1–16. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0222316>
- Roubik, D., Villanueva-Gutiérrez, R. (2009). Invasive Africanized honey bee impact on native solitary bees: A pollen resource and trap nest analysis. *Biological Journal of the Linnean Society*, 98(1), 152–160. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2009.01275.x>
- Roubik, D., Wolda, H. (2001). Do competing honey bees matter? Dynamics and abundance of native bees before and after honey bee invasion. *Population Ecology*, 43(1), 53–62. <https://doi.org/10.1007/PL00012016>

- Roulston, T. H., Cane, J. H. (2002). The effect of pollen protein concentration on body size in the sweat bee *Lasioglossum zephyrum* (Hymenoptera: Apiformes). *Evolutionary Ecology*, 16(1), 49–65. <https://doi.org/10.1023/A:1016048526475>
- Russell, K. N., Ikerd, H., Droege, S. (2005). The potential conservation value of unmowed powerline strips for native bees. *Biologi. Conservation*, 124(1), 133–148. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.022>
- Schaffer, W. M., Jensen, D. B., Hobbs, D. E., Gurevitch, J., Todd, J. R., Schaffer, M. V. (1979). Competition, Foraging Energetics, and the Cost of Sociality in Three Species of Bees. *Ecology*, 60(5), 976–987. <https://doi.org/10.2307/1936866>
- Schmazel, R. J. (1980). *The diet of apis (Hymenoptera, Apidae)*. 49.
- Schmidt, M. (2020). Gefährden Honigbienen unsere Wildbienenarten? In *Stiftung Mensch & Umwelt*.
- Schoener, T. W. (1983). Field Experiments on Interspecific Competition Author (s): Thomas W . Schoener Source : The American Naturalist , Vol . 122 , No . 2 (Aug ., 1983), pp . 240-285 Published by : The University of Chicago Press for The American Society of Naturalists Sta. *The American Naturalist*, 122(2), 240–285.
- Sedy, K., Götzl, M. (2015). *Wildbienenparadies Österreich ? Aktuelle Umweltsituation – Identifikation von Gefahren und Lösungen bei der Landbewirtschaftung*.
- Semida, F., Elbanna, S. (2006). Impact of Introduced Honey Bees on Native Bees at St . Katherine Protectorate, South Sinai, Egypt. *International Journal of Agriculture & Biology*, 8(2), 191–194. <http://www.fspublishers.org>
- Shavit, O., Dafni, A., Ne’Eman, G. (2009). Competition between honeybees (*Apis mellifera*) and native solitary bees in the Mediterranean region of Israel-implications for conservation. *Israel Journal of Plant Sciences*, 57(3), 171–183. <https://doi.org/10.1560/IJPS.57.3.171>
- Smith-Ramírez, C., Ramos-Jiliberto, R., Valdovinos, F. S., Martínez, P., Castillo, J. A., Armesto, J. J. (2014). Decadal trends in the pollinator assemblage of *Eucryphia cordifolia* in Chilean rainforests. *Oecologia*, 176(1), 157–169. <https://doi.org/10.1007/s00442-014-3000-0>
- Steffan-Dewenter, I., Kuhn, A. (2003). Honeybee foraging in differentially structured landscapes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 270(1515), 569–575. <https://doi.org/10.1098/rspb.2002.2292>
- Steffan-Dewenter, I., Tschardt, T. (1999). Effects of habitat isolation on pollinator communities and seed set. *Oecologia*, 121(3), 432–440. <https://doi.org/10.1007/s004420050949>
- Stout, J. C., Morales, C. L. (2009). Ecological impacts of invasive alien species on bees. *Apidologie*, 40(3), 388–409. <https://doi.org/10.1051/apido/2009023>
- Sugden, E. A., Thorp, R. W., Buchmann, S. L. (1996). Honey bee-native bee competition: Focal point for environmental change and apicultural response in Australia. *Bee World*, 77(1), 26–44. <https://doi.org/10.1080/0005772X.1996.11099280>
- Tepedino, V. J., Alston, D. G., Bradley, B. A., Toler, T. R., Griswold, T. L. (2007). Orchard pollination in Capitol Reef National Park, Utah, USA. Honey bees or native bees? *Biodiversity and Conservation*, 16(11), 3083–3094. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9164-8>
- Thomson, D. (2004). Competitive interactions between the invasive European honey bee and native bumble bees. *Ecology*, 85(2), 458–470. <https://doi.org/10.1890/02-0626>
- Thomson, D. (2006). Detecting the effects of introduced species: A case study of competition between *Apis* and *Bombus*. *Oikos*, 114(3), 407–418. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14604.x>
- Thomson, D. (2016). Local bumble bee decline linked to recovery of honey bees, drought effects on floral

- resources. *Ecology Letters*, 19(10), 1247–1255. <https://doi.org/10.1111/ele.12659>
- Torné Noguera, A. (2015). *Spatial variability of bee communities: from local assemblages to interaction networks* [Univ. Autònoma de Barcelona]. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=117425>
- Vahrenholt, F., Rethwisch, A. (1995). *Wildbienen und die Honigbiene – Konkurrenz um knappe Ressourcen*. www.DeutscheWildtierStiftung.de
- Valido, A., Rodríguez-Rodríguez, M. C., Jordano, P. (2019). Honeybees disrupt the structure and functionality of plant-pollinator networks. *Scientific Reports*, 9(1), 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-41271-5>
- Venjakob, C., Ruedenauer, F. A., Klein, A. M., Leonhardt, S. D. (2022). Variation in nectar quality across 34 grassland plant species. *Plant Biology*, 24(1), 134–144. <https://doi.org/10.1111/plb.13343>
- Vicens, N., Bosch, J. (2000). Pollinating efficacy of *Osmia cornuta* and *Apis mellifera* (Hymenoptera: Megachilidae, Apidae) on “Red Delicious” apple. *Environmental Entomology*, 29(2), 235–240. <https://doi.org/10.1093/ee/29.2.235>
- Walther-Hellwig, K., Fokul, G., Frankl, R., Büchler, R., Ekschmitt, K., Wolters, V. (2006). Increased density of honeybee colonies affects foraging bumblebees. *Apidologie*, 37(5), 517–532. <https://doi.org/10.1051/apido:2006035>
- Walther-Hellwig, K., Frankl, R. (2000). Foraging habitats and foraging distances of bumblebees, *Bombus* spp. (Hym., Apidae), in an agricultural landscape. *Journal of Applied Entomology*, 124(7–8), 299–306. <https://doi.org/10.1046/j.1439-0418.2000.00484.x>
- Westerkamp, C. (1991). Honeybees are poor pollinators - why? *Plant Systematics and Evolution*, 177(1–2), 71–75. <https://doi.org/10.1007/BF00937827>
- Westrich, P., Frommer, U., Mandery, K., Riemann, H., Ruhnke, H., Saure, C., Voith, J. (2011). Rote Liste und Gesamtartenliste der Bienen (Hymenoptera: Apidae) Deutschlands. In S. Binot-Hafke, M. Balzer, N. Becker, H. Gruttke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig, G. Matzke-Hajek, & M. Strauch (Eds.), *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1)* (pp. 373–416). Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (3).
- Widhiono, I., Sudiana, E., Suryaningsih, S. (2022). Short Communication: Impact of introduction of managed honey bee colony on wild bee diversity and abundance in an agroecosystem in Indonesia. *Biodiversitas*, 23(2), 1099–1104. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d230254>
- Wignall, V. R., Campbell Harry, I., Davies, N. L., Kenny, S. D., McMinn, J. K., Ratnieks, F. L. W. (2020). Seasonal variation in exploitative competition between honeybees and bumblebees. *Oecologia*, 192(2), 351–361. <https://doi.org/10.1007/s00442-019-04576-w>
- Wojcik, V. A., Morandin, L. A., Davies Adams, L., Rourke, K. E. (2018). Floral Resource Competition between Honey Bees and Wild Bees: Is There Clear Evidence and Can We Guide Management and Conservation? *Environmental Entomology*, 47(4), 822–833. <https://doi.org/10.1093/ee/nvy077>
- Zurbuchen, A., Cheesman, S., Klaiber, J., Müller, A., Hein, S., Dorn, S. (2010). Long foraging distances impose high costs on offspring production in solitary bees. *Journal of Animal Ecology*, 79(3), 674–681. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2010.01675.x>
- Zurbuchen, A., Landert, L., Klaiber, J., Müller, A., Hein, S., Dorn, S. (2010). Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. *Biological Conservation*, 143(3), 669–676. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.003>
- Zurbuchen, A., Müller, A. (2012). *Wildbienenenschutz - von der Wissenschaft zur Praxis* (1st ed.). Bristol-Stiftung. Haupt Verlag AG.

9. Anhang

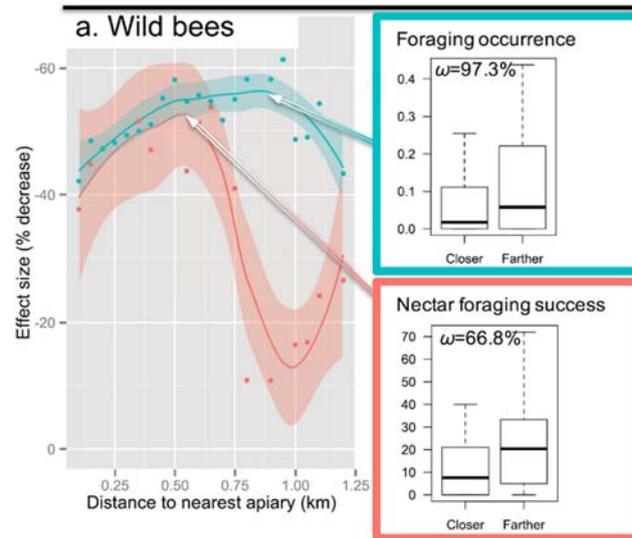


Abb. 13: Kohlenhydratkonzentration des Nektars in mg/ml, geteilt durch den Saccharose-, Glucose- und Fructose-Gehalt in 34 verschiedenen Pflanzenarten (Venjakob et al., 2022).

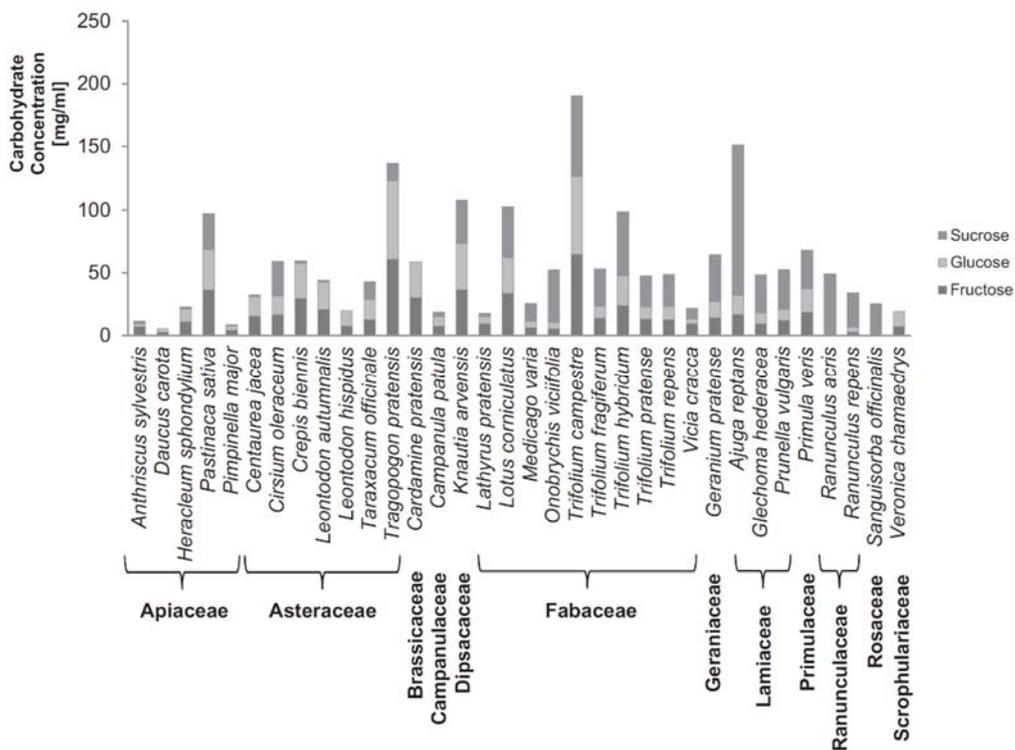


Abb. 14: Der prozentuale Erfolg der Nektarsuche von Wildbienen nimmt mit zunehmender Entfernung vom Honigbienenstock ab (Basierend auf Henry & Rodet, 2018).

Tab. 1: Übersicht der Studien, die sich näher mit der Konkurrenz zwischen Honigbienen und Wildbienen beschäftigen. Mit Angaben zu Autor, Erscheinungsjahr, Land, Lebensraum, Verbreitungsgebiet, Studienvariablen und untersuchten Organismen.

Autor	Jahr	Land	Habitat	Heimisch	Auswirkung	Variable 1	Variable 2	Variable 3	Untersuchte Organismen
Aizen & Feinsinger	1994	Argentinien	wild	Nein	Negativ	Abundanz	Besuchsrate	Diversität	Heimische Bienenarten z.B., Anthophoridae, Megachilidae
Angelella et al.	2021	USA	Landwirtschaft	Nein	Negativ	Abundanz	Artenreichtum		Wildbienenarten (z.B.: <i>Agapostemon virescens</i>)
Artz et al.	2011	USA	Landwirtschaft	Nein	Gemischt	Abundanz	Besuchsrate		Heimische Bienenarten z.B., <i>Bombus impatiens</i> , <i>Peponapis pruinosa</i>
Badano et al.	2011	Mexico	Landwirtschaft	Nein	Negativ	Diversität	Besuchsrate		Heimische Bienenarten z.B., <i>Plebeia</i> , <i>Scaptotrigona</i> , ...
Balfour et al.	2015	England	Landwirtschaft	Ja	Neutral	Besuchsrate			Hummelarten
Balfour et al.	2013	England	Landwirtschaft	Ja	Neutral	Besuchsrate	Zungenlänge		<i>Bombus terrestris/lucorum</i> , <i>Bombus pascuorum</i> , <i>Bombus lapidarius</i>
Connor & Neumeier	1995	USA	Landwirtschaft	Nein	Negativ	Abundanz	Besuchsraten		Kleine heimische Bienenarten z.B., <i>Agapostemon virescens</i> , <i>Augochlorella striata</i> , <i>Dialictus imitatus</i> , <i>Halictus rubicundus</i> , <i>Heriades cannata</i>
Dupont et al.	2003	Teneriffa, Kanarische Inseln	wild	Nein	Negativ	Abundanz	Besuchsrate		Wildbienenarten
Elbgami et al.	2014	England	Landwirtschaft	Ja	Negativ	Reproduktion			Hummelarten
Forup & Memmot	2005	England	wild	Ja	Gemischt	Abundanz	Diversität		Hummelarten (z.B.: <i>Bombus humilis</i> , <i>B. jonellus</i>)
Geribaldi et al.	2021	Brasilien	Landwirtschaft	Nein	Negativ	Abundanz	Artenreichtum		Heimische Bienenarten (z.B.: <i>Trigona spinipes</i> , <i>Melitoma segmentaria</i> ..)
Goras et al.	2016	Griechenland	wild	Ja	Neutral	Besuchsfrequenz	Besuchsdauer		27 heimische Bienenarten z.B., <i>Andrena</i> , <i>Hylaeus</i> , <i>Halictus</i> , <i>Lasioglossum</i> , <i>Osmia</i>
Goulson & Sparrow	2009	Scotland	Landwirtschaft	Ja	Negativ	Abundanz	Reproduktion	Thoraxbreite	Hummelarten
Goulson et al.	2002	Tasmanien	wild	Nein	Negativ	Abundanz	Diversität	Florale Präferenzen	36 heimische Bienenarten: z.B., <i>Exoneura bicolor</i> , <i>Lasioglossum clelandi</i> , <i>L. brunnesetum</i> , <i>L. lanarium</i>
Gross	2001	Australien	wild	Nein	Negativ	Abundanz	Besuchsrate		Heimische Bienenarten
Gross & Mackay	1998	Australien	wild	Nein	Gemischt	Besuchsrates	Interspezifische Interaktionen		4 heimische Bienenarten: <i>Amegilla anomola</i> , <i>Lestis bombylans</i> , <i>Nomia sp.</i> , <i>Xylocopa nr gressitti</i>
Henry & Rodet	2018	Frankreich	wild	Ja	Negativ	Besuchsrate	Nektarsammelerfolg		Wildbienenarten
Herbertsson et al.	2016	Schweden	Landwirtschaft	Ja	Gemischt	Abundanz	Dichte		<i>Bombus terrestris</i>
Hudewenz & Klein	2013	Deutschland	wild	Ja	Gemischt	Besuchsrate	Reproduktion		<i>Andrena fuscipes</i> , <i>Colletes succinctus</i> , <i>Heriades truncorum</i>
Hudewenz & Klein	2015	Deutschland	Käfig	Ja	Negativ	Besuchsrate	Reproduktion	Interspezifische Interaktionen	<i>Osmia bicornis</i>
Hung et al.	2019	USA	wild	Nein	Gemischt	Besuchsrate	Network		Heimische Insekten

Ing & Mogren	2020	Hawaii	wild	Nein	Negativ	Besuchsfrequenz	Besuchsdauer		<i>Hylaeus anthracinus</i>
Kato et al.	1999	Bonin-Inseln	wild	Nein	Negativ	Abundanz			10 heimische Bienenarten (z.B.: <i>Megachile</i> , <i>Hylaeus</i> ,...)
Kühn et al.	2006	Deutschland	wild	Ja	Neutral	Abundanz	Reproduktion	Besuchsfrequenz	<i>Megachile lapponica</i>
Lindström et al.	2016	Schweden	Landwirtschaft	Ja	Negativ	Dichte			Hummeln, solitäre Bienen, Schwebfliegen, andere Fliegen
Martins	2004	Kenia	wild	Ja	Gemischt	Besuchsrate	Diversität	Interspezifische Interaktionen	Heimische Bienenarten z.B., <i>Allodapula</i> , <i>Ceratina</i> , <i>Macrogalea</i> , ...
Murphy & Robertson	2000	Neuseeland	wild	Nein	Negativ	Abundanz	Diversität		2 heimische Bienenarten
Neumayer	2006	Austria	wild	Ja	Negativ	Abundanz	Dichte		Wildbienenarten
Nielsen et al.	2012	Europe	wild	Ja	Gemischt	Besuchsfrequenz			Heimische Hummeln und solitäre Bienen
Paini & Roberts	2005	Australien	wild	Nein	Negativ	Reproduktion			<i>Hylaeus alcyoneus</i>
Paini et al.	2005	Australien	wild	Nein	Neutral	Dichte	Reproduktion		Heimische solitäre Bienen (<i>Megachile</i> sp.)
Pechhacker & Zeilinger	1994	Austria	wild/ Landwirtschaft	Ja	Neutral	Reproduktion			<i>Osmia rufa</i> , <i>Anthidium manicatum</i> , <i>Chelostoma campanularum</i> , <i>Megachile</i> sp
Pedro & Camargo	1991	Brasilien	wild	Nein	Neutral	Abundanz			Heimische Bienenarten z.B., <i>Trigona spinipes</i> , <i>Tetragona clavipes</i> , <i>Paratrigona lineata</i> , ...
Pick & Schindwein	2011	Brasilien	wild	Nein	Neutral	Besuchsrate			Heimische Bestäuber z.B., <i>Acamptopoeum</i> , <i>Melitoma</i> , ...
Pinkus-Rendon et al.	2005	Mexico	Landwirtschaft	Nein	Gemischt	Abundanz	Interspezifische Interaktionen		Wildbienenarten, z.B., <i>Augochlora nigrocyanea</i> , <i>Partamona bilineata</i> ,...
Pleasants	1981	USA	wild	Nein	Negativ	Abundanz	Dichte		Hummelarten
Renner et al.	2021	Deutschland	Botanischer Garten	Ja	Negativ	Abundanz			Wildbienenarten
Rogers et al.	2013	USA	künstliche Pflanzen	Nein	Negativ	Interspezifische Interaktionen	Dichte		<i>Bombus impatiens</i>
Ropars et al.	2020	Frankreich	wild	Ja	Gemischt	Abundanz	Artenreichtum		Heimische Bienenarten z.B., Andrenidae, Anthophorini, <i>Colletes</i> sp., Megachilidae, Ceratini
Ropars et al.	2019	Frankreich	urban	Ja	Negativ	Besuchsrate	Network		Wilde Bestäuber (kleine u. große Bienen, Hummeln)
Roubik & Villanueva-Gutierrez	2009	Mexico	wild	Nein	Neutral	Abundanz	Reproduktion		Heimische Bienenarten z.B., <i>Megachile</i> , <i>Heriades</i> , <i>Anthidiellum</i> , <i>Anthodiocetes</i>
Roubik & Wolda	2001	Panama	wild	Nein	Neutral	Abundanz			15 Wildbienenarten z.B.: <i>Megalopta</i> , <i>Partamona</i> , <i>Centris</i>
Schaffer et al.	1979	USA	wild	Nein	Negativ	Abundanz			<i>Bombus sonorus</i> , <i>Xylocopa arizonensis</i>
Semida & Elbanna	2006	Egypt	wild	Ja	Gemischt	Abundanz			Heimische Bienenarten z.B., <i>Anthophora</i> sp, <i>Megachilid</i> sp, <i>Proxylocopa</i> sp
Shavit et al.	2009	Israel	wild	Ja	Gemischt	Besuchsfrequenz			Wildbienenarten (z.B.: <i>Anthophora</i> , <i>Osmia</i> , <i>Eucera</i> , <i>Andrena</i> ,...)
Smith-Ramirez et al.	2014	Chile	wild	Nein	Negativ	Abundanz	Artenreichtum	Besuchsfrequenz	Heimische Bienenarten

Steffan-Dewenter & Tschardt	1999	Deutschland	wild/Landwirtschaft	Ja	Neutral	Abundanz	Artenreichtum	Reproduktion	98 Wildbienenarten (z.B. <i>Andrena</i> , <i>Nomada</i> , <i>Lasioglossum</i>)
Sudgen & Pyke	1991	Australien	wild	Nein	Gemischt	Dichte	Reproduktion		<i>Exoneura asimillima</i>
Tependino et al.	2007	USA	Landwirtschaft	Nein	Gemischt	Abundanz	Besuchsrate	Diversität	Heimische Bienenarten z.B., <i>Osmia lignaria propinqua</i> , <i>Andrena milwaukiensis</i> , <i>Andrena</i> , ...
Thomson	2004	USA	wild	Nein	Negativ	Abundanz	Besuchsrate	Reproduktion	<i>Bombus occidentalis</i>
Thomson	2016	USA	wild	Nein	Negativ	Abundanz	Dichte		<i>Bombus</i> ssp. z.B., <i>B. caliginosus</i> . <i>B. vosnesenskii</i>
Thomson	2006	USA	wild	Nein	Gemischt	Abundanz			Heimische Hummeln (<i>Bombus</i> spp.)
Torné Noguerra et al.	2015	Spain	wild	Ja	Gemischt	Abundanz	Besuchsrate	Artenreichtum	Heimische Bienenarten, z.B. <i>Bombus terrestris</i>
Valido et al.	2019	Teneriffa, kanarische Inseln	wild	Nein	Negativ	Besuchsrate	Diversität	Präsenz/Absenz	Heimische Bestäuber z.B., <i>Bombus canariensis</i> , <i>Andrena chalcogastra</i> , <i>Colletes dimidiatus</i> , <i>Melecta curvispina</i> , <i>Osmia canaria</i>
Walther-Hellwig et al.	2006	Deutschland	wild/Landwirtschaft	Ja	Negativ	Abundanz			<i>B. muscorum</i> , <i>B. sylvarum</i> , <i>B. pascuorum</i> , <i>B. lapidarius</i> -Gruppe
Widhiono et al.	2022	Indonesien	Landwirtschaft	Nein	Negativ	Abundanz	Diversität		Wildbienen z.B.: <i>Amegilla cyrtandrae</i> , <i>A. burneensis</i>
Wignall et al.	2020	England	Landwirtschaft	Ja	Gemischt	Besuchsrate			Hummelarten (z.B.: <i>Bombus terrestris/lucorum</i>) Kuckucksbienen

Tab. 2: Auswahl an Studien, die verschiedene Faktoren untersuchen, die die Konkurrenz zwischen *Apis mellifera* und Wildbienen beeinflussen.

Habitat-heterogenität	Habitat-fragmentierung	Verfügbarkeit von Ressourcen	Jahreszeit	Abstand zum Bienenstock	Dichte der Bienenstöcke	Flugdistanzen	Charakteristika von Nistplätzen	Dauer der Honigbienenpräsenz
Herbertsson et al., 2016	Aizen & Feinsinger, 1994	LeBuhn & Luna, 2021	Reqier et al., 2015	Henry & Rodet, 2018	Hudewenz & Klein, 2013	Westphal et al., 2006	Hudewenz & Klein, 2013	Sudgen & Pyke, 1991
Carvalho et al., 2014	Goulson, 2003	Carpenter, 1987	Wignall et al., 2020	Elbgami et al., 2014	Goras et al., 2016	Rasmussen et al., 2021	Henry & Rodet, 2018	Wojcik et al., 2018
Mallinger et al., 2016	Steffan-Dewenter & Schiele, 2008	Reim et al., 2015	Balfour et al., 2018		Shavit et al., 2009		Le Féon et al., 2010	Henry & Rodet, 2018
Danner et al., 2016	Butz Hury, 1997	Steffan-Dewenter & Tschardt, 1991	Forup et al., 2005				Burger, 2018	Paini et al., 2005
Geribaldi et al., 2021	Martins, 2004	Ramseier et al., 2016	Ginsberg, 1983				Forup et al., 2005	Pleasants, 1981
Holzschuh et al., 2011		Böking, 2013	Hung et al., 2019					Schaffer et al., 1983
Lindström et al., 2016		Neumayer, 2006						
		Park & Nieh, 2017						
		Couvillon et al., 2014						
		Cane & Tependino, 2016						
		Shavit et al., 2009						
		Sedy & Götzl, 2015						

		Walther-Hellwig et al., 2006						
		Forup et al., 2005						
		Wignall et al., 2020						
		Moss & Evans, 2022						
		Goras et al., 2016						
		Martins, 2004						

Tab. 3: Übersicht zu einer Auswahl an Studien, welche Managementempfehlungen präsentieren.

Imker	Landbesitzer/Landbewirtschafter	Naturschützer	Politiker
Mallinger et al., 2017	Zurbuchen & Müller, 2012	Rasmussen et al., 2021	Henry & Rodet, 2018
Henry & Rodet, 2018	Jönsson et al., 2015	Larsson, 2006	Wignall, Brolly, et al., 2020
Böcking, 2018	Pfiffner & Müller, 2016	Requier et al., 2015	Wignall, Campbell Harry, et al., 2020
Steffan-Dewenter & Tschardtke, 1999	Carvell et al., 2007	Pickhardt & Fluri, 2000	Baldock, 2020
Cane & Tepedino, 2017	Fleischmann, 2021	Thomson, 2006	Evans et al., 2018
Böcking, 2013	Angelella et al., 2021		Geldmann & González-Varo, 2018
Geldmann & González-Varo, 2018	Geldmann & González-Varo, 2018		
Danner et al., 2016	Osterman et al., 2021		
Couvillon et al., 2014			
Weissmann et al., 2021			