



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Eidgenössisches Departement für
Wirtschaft, Bildung und Forschung WBF
Agroscope

Der Status freilebender Völker der Dunklen Honigbiene (*Apis mellifera mellifera*) in der Schweiz – Literatursynthese und Expertenempfehlungen

Endbericht



Bild: V. Dietemann, Agroscope

Bern/Neuchâtel, 1.06.2021

Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU)

Impressum

Auftraggeber: Bundesamt für Umwelt (BAFU), Abt. BnL, CH-3003 Bern
Das BAFU ist ein Amt des Eidg. Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK).

Auftragnehmer: Zentrum für Bienenforschung (Agroscope) und Infofauna-CSCF

Autor/Autorin: Melanie Parejo, Vincent Diemann, Christophe Praz

Begleitung BAFU: Gabriella Silvestri, Christopher Gerpe, Debora Zaugg

Hinweis: Diese Studie/dieser Bericht wurde im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) verfasst. Für den Inhalt ist allein der Auftragnehmer verantwortlich.

Versionsgeschichte:

30.11.2020: 1. Version Bericht an das BAFU übermittelt

01.06.2021: Geringfügige grammatikalische und übersichtliche Überarbeitung

30.10.2023: Hinzufügung des Anhangs A zur Aktualisierung des Berichts mit wissenschaftlichen Artikeln, die zwischen dem 30.11.2020 und dem 30.10.2023 veröffentlicht wurden. Ein Sternchen im Berichtstext weist darauf hin, wenn die ursprüngliche Argumentation nun nuanciert oder durch neue Ergebnisse ergänzt wird.

15.12.2023: Online-Veröffentlichung auf BAFU-Webseite

Inhalt

Inhalt.....	3
Zusammenfassung.....	4
0. Rahmen.....	6
1. Hintergrund.....	7
1.1. <i>Apis mellifera</i> : Evolutionsgeschichte und Vielfalt.....	7
1.2. Paarungsbiologie und Genetik der Honigbiene.....	8
1.3. Honigbienen und Menschen.....	9
1.4. Varroa.....	10
1.5. Freilebende Honigbienen.....	10
2. Die Situation in der Schweiz.....	11
3. Fragestellungen.....	14
3.1. Kann die Dunkle Honigbiene (<i>Apis mellifera mellifera</i>) zumindest nördlich der Alpen als einheimische Unterart der Schweiz betrachtet werden?.....	14
3.2. Wie hoch ist die Wahrscheinlichkeit, dass es in der Schweiz noch wilde Populationen der <i>Apis mellifera mellifera</i> gibt? Wilde Populationen im Sinne, dass sie sich selbst erhalten ohne Einwirkung von Imkern und ohne regelmässige Schwarmzufuhr aus Bienenständen, und somit eine Population bilden deren langfristige Erhaltung nicht von Populationen abhängt, die von Imkern bewirtschaftet werden?.....	16
3.3. Wenn solche Populationen existieren sollten, sollten sie Gegenstand besonderer Schutzmassnahmen sein?.....	20
3.4. Wenn wilde Populationen dieser Form nicht mehr existieren, ist es möglich und wünschenswert ihre erneute Etablierung in bestimmten Regionen zu fördern, und wenn ja, unter welchen Bedingungen?.....	23
3.4.1. Ist eine erneute Etablierung einer Wildpopulation möglich?.....	23
3.4.2. Ist eine erneute Etablierung einer Wildpopulation wünschenswert?.....	26
3.5. Welche Konsequenzen hätte das Vorkommen solcher wilden oder verwilderten Populationen für: 1. die langfristige Erhaltung der einheimischen <i>Apis mellifera mellifera</i> generell und in Schutzgebieten, insbesondere wenn diese Populationen einen bestimmten Introgression-Grad mit anderen Unterarten oder Rassen aufweisen; und 2. einheimische Populationen von Wildbienen und Hummeln, insbesondere im Hinblick auf den Wettbewerb um Nahrungsressourcen?.....	27
3.5.1.1. Auswirkungen auf die <i>A. m. mellifera</i> generell.....	28
3.5.1.2. Auswirkungen auf Schutzgebiete der <i>A. m. mellifera</i>	30
3.5.2. Auswirkungen freilebender Honigbienen auf Wildbienen.....	31
4. Anmerkungen für Entscheidungsträger.....	32
5. Forschungslücken.....	34
6. Dank.....	35
7. Referenzen.....	35
Anhang A.....	42

Zusammenfassung

Dieser Bericht wurde im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt erstellt um den Status freilebender Honigbienen (*Apis mellifera*) in der Schweiz wissenschaftlich fundiert abzuklären. Spezifisch wurden die fünf folgenden vorgegebenen Fragen evaluiert.

Kann die Dunkle Honigbiene (Apis mellifera mellifera) zumindest nördlich der Alpen als einheimische Unterart der Schweiz betrachtet werden?

Archäologische, morphologische und genetische Daten zeigen eindeutig, dass dies zweifellos der Fall ist. Heutige Populationen der Dunklen Honigbienen, die in *A. m. mellifera* Schutzgebieten erhalten wurden, sind genetisch den historischen (vor 1950), lokalen Populationen sehr ähnlich. Seit den 1950er Jahren wurden aber in der Schweiz nicht einheimische Unterarten und Rassen wegen ihrer bienenzüchterisch vorteilhaften Eigenschaften eingeführt. Eingeführte und einheimische Unterarten der Honigbiene können sich miteinander paaren, was zu einer vermischten genetischen, sogenannter «Swiss-Mix», Abstammung führt.

Wie hoch ist die Wahrscheinlichkeit, dass es in der Schweiz noch wilde Populationen der Apis mellifera mellifera gibt? Wilde Populationen im Sinne, dass sie sich selbst erhalten ohne Einwirkung von Imkern und ohne regelmässige Schwarmzufuhr aus Bienenständen, und somit eine Population bilden deren langfristige Erhaltung nicht von Populationen abhängt, die von Imkern bewirtschaftet werden?

Wegen der besonderen Paarungsbiologie der Honigbiene gibt es in der Schweiz wahrscheinlich keinen Raum für isolierte Populationen. Es ist daher anzunehmen, dass sich bewirtschaftete und mögliche freilebende Honigbienen vermischen würden. In Anbetracht der hohen Dichte bewirtschafteter Völker in der Schweiz mit vorwiegend «Swiss-Mix»-Abstammung, lässt sich schlussfolgern, dass freilebende Populationen der *A. m. mellifera* in der Schweiz sehr wahrscheinlich nicht existieren.

Wenn solche Populationen existieren sollten, sollten sie Gegenstand besonderer Schutzmassnahmen sein?

Freilebende, sich selbsterhaltende Populationen, falls existierend, sind grundsätzlich schützenswert, insbesondere wenn diese der ursprünglichen einheimischen *A. m. mellifera* angehören. Es gäbe jedoch praktische und rechtliche Schwierigkeiten nur freilebende Völker der Unterart *A. m. mellifera* zu schützen: z.B. würde der Status von freilebenden Völkern oder Populationen anderer Unterarten oder Rassen unklar bleiben.

Wenn wilde Populationen dieser Form nicht mehr existieren, ist es möglich und wünschenswert ihre Ansiedlung in bestimmten Regionen zu fördern, und wenn ja, unter welchen Bedingungen?

Grundsätzlich ist eine erneute Etablierung einer Wildpopulation einer einheimischen Art, deren Bestand durch menschliche Aktivitäten dezimiert wurde, wünschenswert. Eine langfristige Erhaltung wilder Honigbienen-Populationen ist jedoch zurzeit mit Unsicherheiten und Herausforderungen verbunden. Es braucht eine grosse Fläche mit genügend Nistplätzen und Nahrungsressourcen fernab bewirtschafteter Völker, um eine freilebende Population langfristig

und genetisch isoliert zu erhalten. Aufgrund der eingeschleppten Varroa-Milbe (*Varroa destructor*), könnte es grosse Völkerverluste, sogar ein mögliches lokales Aussterben geben. Weil aber isolierte, passende Lebensräume von genügender Grösse in der Schweiz wahrscheinlich nicht zu finden sind, müssen mögliche Auswirkungen einer freilebenden Honigbienenpopulation auf bewirtschaftete Völker und sonstige Wildbienenpopulationen mitberücksichtigt werden.

*Welche Konsequenzen hätte das Vorkommen solcher wilden oder verwilderten Populationen für: 1. die langfristige Erhaltung der einheimischen *Apis mellifera mellifera* generell und in Schutzgebieten, insbesondere wenn diese Populationen einen bestimmten Introgression-Grad mit anderen Unterarten oder Rassen aufweisen; und 2. einheimische Populationen von Wildbienen und Hummeln, insbesondere im Hinblick auf den Wettbewerb um Nahrungsressourcen?*

Wenn freilebende Populationen selbsterhaltend sind, und in geringen Dichten vorkommen, geht von ihnen wahrscheinlich allgemein eine geringe Gefahr der Krankheitsübertragung auf bewirtschaftete Völker aus*. Es ist aber nicht bekannt, ob mögliche freilebende Völker in der Schweiz selbsterhaltend sind. Allerdings ist die Gefahr im Falle von bakteriellen Brutkrankheiten lokal nicht zu unterschätzen, insbesondere für Europäische Faulbrut im Kontext der hohen Völkerdichte bewirtschafteter Honigbienen und der regional epidemischen Situation in der Schweiz. Das Vorkommen von freilebenden Völkern mit voraussichtlich «SwissMix»-Abstammung kann zudem Auswirkungen auf die Erhaltung der einheimischen *A. m. mellifera* in Schutzgebieten haben, sowie Zuchtansätze auf Belegstationen erschweren. Die Auswirkungen von freilebenden Honigbienen auf Wildbienen sind unter Berücksichtigung der geringen Dichte möglicher freilebender Populationen eher unbedeutend.

Um zu prüfen, ob es freilebende Populationen in der Schweiz gibt, welche sich langfristig selbst erhalten ohne oder trotz des Einflusses von bewirtschafteten Völkern, bräuchte es Felddaten aus einem mehrjährigen Monitoring inkl. genetischen Analysen, um die Selbsterhaltung freilebender Populationen zu prüfen. Die Evaluierung der Erfolgchancen und Risiken einer Förderung freilebender Populationen sollte auf einer besseren Kenntnis der Krankheitsübertragungen mit bewirtschafteten Völkern basieren*. Für eine Erhaltung oder Wiederansiedlung freilebender Honigbienenpopulationen müssen die Anliegen aller Beteiligten, insbesondere die 18'000 Imker/innen in der Schweiz berücksichtigt werden.

*Ergänzt im Anhang A.

0. Rahmen

Der vorliegende Bericht wurde im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU), Abteilung Biodiversität und Landschaft, ausgearbeitet. In der Verantwortung des BAFU liegen Arten, die dem Bundesgesetz über den Natur- und Heimatschutz unterstellt sind. Das Ziel des vorliegenden wissenschaftlichen Berichtes liegt in der Klärung des Status und der Schutzbedürftigkeit der freilebenden Dunklen Honigbiene (*Apis mellifera mellifera*) in der Schweiz. Dieser Bericht enthält eine Literatursynthese der wichtigsten wissenschaftlichen Publikationen, um die vorgegebenen Fragen fachlich fundiert zu beantworten. Er soll dabei helfen, mögliche Schutzmassnahmen für freilebende Völker in der Schweiz zu evaluieren.

Der vorliegende Bericht gliedert sich in fünf Teile. In einem ersten Teil werden wichtige Hintergrundinformationen und Besonderheiten der Westlichen Honigbienen erläutert. Sie tragen zum Verständnis der komplexen Situation der *Apis mellifera* (Abk. *A. mellifera*) und ihrer freilebenden Populationen bei. Im zweiten Teil wird die Situation der *A. mellifera* in der Schweiz zusammengefasst. Diese Ausführungen dienen als Grundlage zur Beantwortung der Fragen im dritten Teil. In einem vierten Teil werden für Entscheidungsträger zusätzliche Argumente und Bemerkungen erläutert, die über die gestellten Fragen hinausgehen, aber entscheidend sind für den Schutz freilebender Honigbienen im Kontext der territorialen und imkerlichen Situation in der Schweiz. Im fünften Teil sind die Forschungslücken aufgelistet.

Hinweis: Aus Gründen der Lesbarkeit wurde im Text jeweils die männliche und/oder die weibliche Form gewählt, die Angaben beziehen sich jedoch auf Angehörige aller Geschlechter.

1. Hintergrund

1.1. *Apis mellifera*: Evolutionsgeschichte und Vielfalt

Der Ursprung der Westlichen Honigbiene (*Apis mellifera*) liegt nach den jüngsten Studien im Nahen Osten oder in Nordafrika (Cridland et al. 2017; Tihelka et al. 2020). Im natürlichen Verbreitungsgebiet der Art, das von Afrika über Westasien bis Nordeuropa reicht, wurden fünf genetisch stark differenzierte evolutionäre Linien identifiziert (Ruttner 1988; Dogantzis & Zayed 2019). Diese unterteilen sich in mindestens 27 Unterarten. Je nach Schätzung bildeten sich die Evolutionslinien vor rund 150 000 bis 350 000 Jahren, während sich die Unterarten erst vor 20 000 bis 30 000 Jahren differenzierten (Wallberg et al. 2014). Im grossen natürlichen Verbreitungsgebiet der Honigbiene entwickelten deren Linien und Unterarten sehr unterschiedliche Anpassungen an die vorherrschenden Umweltbedingungen (De La Rúa et al. 2009; Parker et al. 2010). Unterarten sind biologisch gesehen keine diskreten Einheiten, sondern geografisch isolierte Populationen der gleichen Art – die sich frei untereinander paaren können –, mit messbar unterschiedlichen Eigenschaften (Monroe 1982; Chan et al. 2019). Obwohl die Definition von Unterarten in der Evolutionsbiologie umstritten ist, bezeichnen wir in diesem Bericht die geografisch entstandenen Linien mit den üblichen Unterartennamen, da diese allen Beteiligten gut bekannt sind.

In Europa zogen sich die Populationen der *A. mellifera* während der letzten Eiszeit nach Süden in vier Refugien zurück: auf die Iberische Halbinsel, die Italienische Halbinsel, die Balkanhalbinsel und in den Nahen Osten. Geografische Barrieren wie die Alpen, die Pyrenäen und das Balkangebirge trugen zur reproduktiven Isolation der Linien und Unterarten bei (Ruttner 1988). Als sich die europäischen Gletscher vor etwa 17 000 bis 14 000 Jahren zurückzogen, dehnten sich die Populationen mit den Wäldern wieder nach Norden aus (Hewitt 1999). Das grösste Verbreitungsgebiet besiedelte dabei die *Apis mellifera mellifera* (Abk.: *A. m. mellifera*), auch als Dunkle Honigbiene bekannt. Sie gehört zur M-Linie und ist die Unterart, die in ganz Mittel- und Nordeuropa beheimatet ist (Franck et al. 1998; Ruttner 1988). Weitere Unterarten der C-Linie besiedelten Teile Südeuropas, insbesondere die *A. m. carnica*, die in Slowenien, Österreich und in Teilen Kroatiens einheimisch ist, und die *A. m. ligustica* in Italien (siehe Abb. 1).



Abb. 1 Ursprüngliches Verbreitungsgebiet der *Apis-mellifera*-Unterarten in Europa. Die *Apis mellifera mellifera* war in ganz Zentral- und Nordeuropa inklusive Schweiz verbreitet (Abb.: Smartbees Consortium, 2018).

Diese verschiedenen europäischen Unterarten weisen deutliche morphologische und genetische Unterschiede auf (Ruttner 1988; Arias & Sheppard 1996; Franck et al. 1998; Bouga et al. 2011; Wallberg et al. 2014). Es gibt auch Differenzen hinsichtlich der biologischen Merkmale und Verhaltensweisen, welche jedoch weniger ausgeprägt sind als die starke genetische Signatur, welche die Evolutionsgeschichte hinterliess (Wallberg et al. 2014). Zum Beispiel wurden in einer Studie zwischen den Unterarten und Populationen signifikante biologische Unterschiede im Schwarm-, Verteidigungs- und Hygieneverhalten nachgewiesen, doch war im Allgemeinen die Variabilität der Merkmale gross, zudem war die Variabilität zwischen den Versuchsstandorten grösser als jene zwischen den Unterarten (Uzunov et al. 2014). Nichtsdestotrotz konnten einige Studien Anpassungen an lokale Umweltbedingungen aufzeigen (Strange et al. 2007; Büchler et al. 2014; Costa et al. 2012; Henriques et al. 2018). Im Allgemeinen scheint die Art ein grosses Anpassungspotenzial und plastische Phänotypen zu besitzen (Amiri et al. 2020; Duncan et al. 2020), wie die rasche Ausbreitung in ihren nicht einheimischen Gebieten in Südamerika oder Australien zeigt (Moritz et al. 2005; Nelson et al. 2017).

1.2. Paarungsbiologie und Genetik der Honigbiene

Honigbienen haben eine besondere Paarungsbiologie (Neumann, Moritz et al. 1999). Im Frühling und Sommer paaren sich junge Königinnen im Flug weit weg von ihren Völkern in sogenannten Drohnensammelplätzen (Zmarlicki & Morse 1963). Diese befinden sich in jeder Paarungssaison an denselben Orten. Es wurden kumulierte Flugdistanzen von Drohnen und Königinnen von bis zu 15 km gemessen, doch wurden die meisten Begattungen mit Drohnen aus umliegenden Völkern verzeichnet, während 25 % der Paarungen mit Drohnen ausserhalb eines Radius von 5 km stattfinden (Ruttner & Ruttner 1972; Jensen, Palmer, Chaline et al. 2005). Ausserdem werden Drohnen von «fremden» Völkern einfach akzeptiert. Erstere können in anderen Völkern die Nacht verbringen, was auch ihre Verbreitungsdistanz erhöhen kann. Des Weiteren paaren sich die Jungköniginnen während einem oder mehrerer Begattungsflüge nicht nur mit einem Partner, sondern mit mehreren Drohnen, durchschnittlich mit 10 bis 20, wobei die höchste beobachtete Anzahl 45 beträgt. Die Paarungshäufigkeit variiert höchstwahrscheinlich je nach Unterart und Standort und wurde von zahlreichen Autorinnen und Autoren umfassend untersucht (Estoup et al. 1994; Neumann et al. 1999). Unter den eusozialen Hymenopteren ist dieses Verhalten – die sogenannte Polyandrie – ein ungewöhnliches Phänomen. Eine hohe Polyandrie erhöht die genetische Vielfalt innerhalb eines Volkes, was für Honigbienen von entscheidender Bedeutung ist, da sie besonders anfällig für Inzuchtdepressionen sind, die zu einer verminderten Vitalität führen (Laidlaw & Page 1997). Darüber hinaus konnte gezeigt werden, dass eine hohe genetische Diversität innerhalb eines Bienenvolkes die Krankheitsresistenz (Palmer & Oldroyd 2003), die Produktivität (Oldroyd et al. 1992; Mattila & Seeley 2007) und die Überlebensfähigkeit (Tarpay et al. 2013) erhöht.

Nach einen oder mehreren Begattungsflügen beginnt die angepaarte Jungkönigin nach einigen Tagen Eier zu legen. Das Schwärmen ist die natürliche Fortpflanzungsart eines Honigbienenvolkes im Frühling. Die alte Königin schwärmt zusammen mit einem Teil der Arbeiterbienen aus, um einen neuen Nistplatz zu besiedeln (Seeley & Morse 1977), vorzugsweise in alten, hohlen Bäumen (Winston 1991). Schwärme fliegen typischerweise eine Distanz von 1 bis 4 km vom Muttervolk (Lindauer 1955; Seeley & Morse 1977). Neben dem ersten Schwarm kann es auch zu Nachschwärmen kommen. Diese sind in der Regel kleiner und werden von einer unbegatteten Jungkönigin begleitet.

Unter natürlichen Bedingungen überlebt eine hohe Anzahl der Schwärme nicht (Seeley 1978; Oldroyd et al. 1997). Die Schwärme müssen sich erfolgreich etablieren, um eine selbsterhaltende Honigbienenpopulation zu bilden.

1.3. Honigbienen und Menschen

Die Honigbiene ist eine der seltenen Insektenarten, die vom Menschen gehalten und gezüchtet werden. Menschen und Honigbienen interagieren seit Jahrtausenden, und sowohl die natürliche Selektion als auch anthropogene Einflüsse haben die heutigen Populationen der *A. mellifera* geprägt (Leclercq et al. 2018; Roffet-Salque et al. 2015). Wir werden wahrscheinlich nie restlos eruieren können, welchen Einfluss die Imkereipraktiken bis Anfang des letzten Jahrhunderts auf die Evolution der *A. mellifera* hatten. Dieser Einfluss war wahrscheinlich eher gering, da es sich bei der frühen Bienenhaltung vor allem um Schwarmimkerei handelte (ohne künstliche Schwarmkontrolle), die ohne gerichtete Zucht mit den lokal ansässigen Bienen betrieben wurde, wie dies heute noch in anderen Teilen der Welt der Fall ist (Crane 1999; Diemann et al. 2009).

Allerdings hat sich die Situation im Verlauf des letzten Jahrhunderts stark verändert: Die Landwirtschaft erlebte eine umfassende Intensivierung, die mit drastischen Landnutzungsänderungen sowie der häufigeren Nutzung von Pflanzenschutzmitteln verbunden war und einen signifikanten Rückgang der Artenvielfalt von Insekten auslöste (Potts et al. 2010; Van Lexmond et al. 2015; Cardoso et al. 2020). Es ist anzunehmen, dass auch die wilde *A. mellifera* davon betroffen ist. In derselben Zeit intensivierte sich auch die Imkerei, in der vermehrt Chemikalien eingesetzt wurden (Johnson 2015), insbesondere gegen die Varroa-Milbe (siehe Kap. 1.4.). Sowohl Wirkstoffe, die im Bienenstock angewendet werden, als auch Agrochemikalien können sich im Bienenwachs über viele Jahre akkumulieren und dadurch langfristig die Gesundheit der Bienenvölker beeinflussen (Mullin et al. 2010; Kast et al. 2020). Zudem hat sich die Bienenzucht stark weiterentwickelt und es werden immer ausgeklügeltere Methoden angewendet, um das komplexe Paarungssystem zu kontrollieren, sogar die künstliche Befruchtung kommt zum Einsatz (Tiesler et al. 2016). Heute versuchen kommerzielle Züchterinnen und Züchter mittels modernster Modelle der Zuchtwertschätzung gezielt auf ein geringes Schwärmen, ein niedriges Abwehrverhalten, einen geringen Propolisverbau, Varroa-Resistenz und eine hohe Honigproduktion zu züchten (Bienenfeld 2016; Tiesler et al. 2016; Guichard et al. 2020).

Die Verteilung und die genetische Integrität vieler Unterarten wird in Europa von Imkerei- und Zuchtaktivitäten beeinflusst und entsprechend heute nicht mehr dem natürlichen Zustand. Das prominenteste Beispiel dafür ist die Verdrängung der *A. m. mellifera* in Europa, die vielerorts durch Bienen der C-Linien ersetzt wurde, vor allem durch die *A. m. carnica* und die *A. m. ligustica* sowie durch die Zuchtrasse Buckfast (Jensen, Palmer, Boomsma et al. 2005; Pinto et al. 2014; Parejo et al. 2016). Diese Unterarten sind bei Imkerinnen und Imkern aufgrund ihres ruhigen Wabensitzes und ihrer hohen Schwarmträgheit beliebt (Bouga et al. 2011). Die genannten Eigenschaften können auch bei der Zucht von Bienen gezielt selektioniert werden – auch in Populationen der *A. m. mellifera* –, und entsprechen nicht zwingend den natürlichen Anpassungen der Honigbienen (Neumann & Blacquièrre 2017). Diese Suche nach den besten Bienen in der modernen Bienenzucht des 20. Jahrhunderts führte in der Imkerei und vermutlich auch in nicht isolierten freilebenden Honigbienenpopulationen zu einer bedeutenden Hybridisierung verschiedener Unterarten und Linien (Adam 1968; Meixner et al. 2015). In der Reproduktionsbiologie meint «Hybridisierung» den Prozess der Paarung von Organismen sowohl verschiedener Arten als auch von

Organismen verschiedener Linien und Unterarten der gleichen Art (Monroe 1982; Chan et al. 2019; De La Rúa et al. 2009).

Nicht nur imkerliche Aktivitäten, sondern auch Landnutzungsänderungen haben einheimische Honigbienen beeinflusst. Intensivierungen in der Land- und Forstwirtschaft reduzierten geeignete Lebensräume und Nahrungsressourcen, was negative Auswirkungen auf wilde Populationen hatte (Biesmeijer et al. 2006; De La Rúa et al. 2009; Jaffé et al. 2010). In intensiven Anbausystemen führen Massenblütekulturen in relativ kurzer Zeit zu einem Auf- und-ab-Zyklus, der sich nachweislich negativ auf Honigbienen auswirkt (Requier et al. 2017).

Die geschilderten Entwicklungen haben den Erhalt einheimischer Unterarten gefährdet. Mittlerweile ist die Anerkennung für den Schutz einheimischer Honigbienen jedoch gewachsen und in Europa wurden zahlreiche Schutzprojekte initiiert. Es ist engagierten Imkerinnen und Imkern zu verdanken, dass lokale Honigbienen in Teilen Europas erhalten blieben (De La Rúa et al. 2009; Fontana et al. 2018).

Nebst den Habitatszerstörungen, der Hybridisierung einheimischer Honigbienenpopulationen sowie verstärkten Züchtungsbemühungen auf von Imker bevorzugten Merkmalen, wie Schwarmträgheit und Honigproduktion, hat der Mensch jüngst weitere entscheidende Veränderungen herbeigeführt: Durch die Globalisierung und den damit verbundenen Transport von Völkern, Bienenprodukten sowie anderen Gütern weltweit wurden neue Krankheiten und Parasiten verbreitet (Mutinelli et al. 2014; McMahon et al. 2016).

1.4. Varroa

Die invasive Varroa-Milbe (*Varroa destructor*, nachstehend Varroa) ist das Paradebeispiel dafür, wie ein vom Menschen verschleppter Parasit einen grossen Schaden anrichten kann. Die Varroa-Milbe ist ursprünglich ein Parasit der östlichen Honigbiene *Apis cerana*; ihr Verbreitungsgebiet war auf Asien beschränkt. Nach einem Wechsel auf den neuen Wirt *A. mellifera* in der ersten Hälfte des letzten Jahrhunderts – aufgrund der Haltung beider *Apis*-Arten in derselben Gegend – breitete sich der Parasit aus Asien weltweit aus. Heute gilt er als die grösste Bedrohung für die Bienenhaltung (Traynor et al. 2020). Die durch Varroose verursachten Schäden werden als entscheidende Ursache für die periodisch auftretenden Völkerverluste in Europa betrachtet und bedingen regelmässige Varroa-Behandlungen (Rosenkranz et al. 2010; Neumann & Carreck 2010). Nach der Ankunft der Varroa-Milbe in Europa in den 1970er-Jahren wurde angenommen, dass angesichts der frühen grossflächigen Verluste bewirtschafteter Bienenvölker auch ein Grossteil der wilden Population, da unbehandelt, schnell der Varroose erliegen würde (Kraus & Page Jr. 1995; De La Rúa et al. 2009; Jaffé et al. 2010). Nun wird vermutet, dass der Selektionsdruck auf die Bienenpopulationen wirken konnte: Da seit der ersten Exposition mit Varroa-Milben mittlerweile genügend Zeit verstrichen ist, beginnen gewisse freilebende Honigbienenpopulationen inzwischen, sich von Varroa zu erholen (Fries et al. 2006; Locke 2016; Spiewok 2019; Gfeller et al. 2019).

1.5. Freilebende Honigbienen

Es ist möglich, dass wilde Honigbienenvölker in Europa trotz Varroa und Habitatsverlust überleben (Oleksa et al. 2013; Kohl & Rutschmann 2018*; Browne et al. 2020). Zudem können in Bienenstöcken gehaltene Völker schwärmen und, wenn die Schwärme von der Imkerin bzw. dem Imker nicht eingesammelt werden, beständige Populationen bilden, deren Bienenvölker für eine gewisse Zeit ohne Zutun des Imkers (v. a. Behandlung gegen Krankheiten, Zufuhr von

* Ergänzt im Anhang A.

Futter) überleben. Diese Völker werden als verwildert (engl.: *feral*) bezeichnet. Weil es schwierig ist zu bestimmen, ob Bienen wirklich wild sind (also von Bienenvölkern abstammen, die nie einen Bienenstock bewohnten) oder vielmehr verwildert (also von einem nahen Bienenstock aus geschwärmt sind), werden wir in diesem Bericht den Begriff «freilebend» verwenden. Gemeint sind damit wilde und verwilderte Bienenvölker; nur falls es nötig ist, wird weiter differenziert.

Es wird befürchtet, dass freilebende Honigbienen aufgrund der Übertragung von Krankheiten eine Gefahr für bewirtschaftete Völker darstellen und ein unbeachtetes und unsaniertes Reservoir für Brutkrankheiten bilden könnten (Thompson 2012*). Hingegen wurde auch vorgeschlagen, dass selbsterhaltende, freilebende Honigbienen nicht nur aus Sicht des Naturschutzes interessant sind, sondern auch für die Imkerei, da sie der natürlichen Selektion ausgesetzt sind und daher möglicherweise in der Lage sind, ohne Varroa-Behandlung zu überleben (Rosenkranz et al. 2010). Das bedeutet, dass sie gegen diesen Parasiten eine Resistenz oder eine Toleranz entwickelt haben, was durch Genfluss oder künstliche Selektion dazu beitragen könnte, dass sich die Gesundheit der bewirtschafteten Völker verbessert. Des Weiteren gilt es zu untersuchen, welche Auswirkungen solche freilebenden Honigbienenpopulationen auf die einheimische Bestäuberfauna haben, insbesondere betreffend Nahrungskonkurrenz. All diese Aspekte werden im vorliegenden Bericht evaluiert.

2. Die Situation in der Schweiz

Die Geschichte der Honigbiene in der Schweiz ähnelt jener in anderen europäischen Ländern. Bis Mitte des letzten Jahrhunderts wurde vor allem Schwarmimkerei mit der vorherrschenden Landrasse betrieben. Nördlich der Alpen war dies meist die *A. m. mellifera*; im Tessin handelte es sich vermutlich um die *A. m. ligustica*; wissenschaftlich wurde dies bisher nicht untersucht. Die Abklärung des Status der *A. m. ligustica* war nicht Auftrag dieses Berichtes.

Im Jahr 2019 gab es in der Schweiz rund 177 000 bewirtschaftete Bienenvölker, die von den 18 000 Schweizer Imkerinnen und Imkern bewirtschaftet wurden, was einer durchschnittlichen Dichte von rund 4 Völkern pro km² entspricht (bienen.ch; Charrière et al. 2018). Es gibt jedoch grosse Unterschiede zwischen den Kantonen (siehe Abb. 2A). Die Dichte der Bienenvölker erreichte in der Schweiz vor und während des Zweiten Weltkrieges einen Höchststand (siehe Abb. 2B).

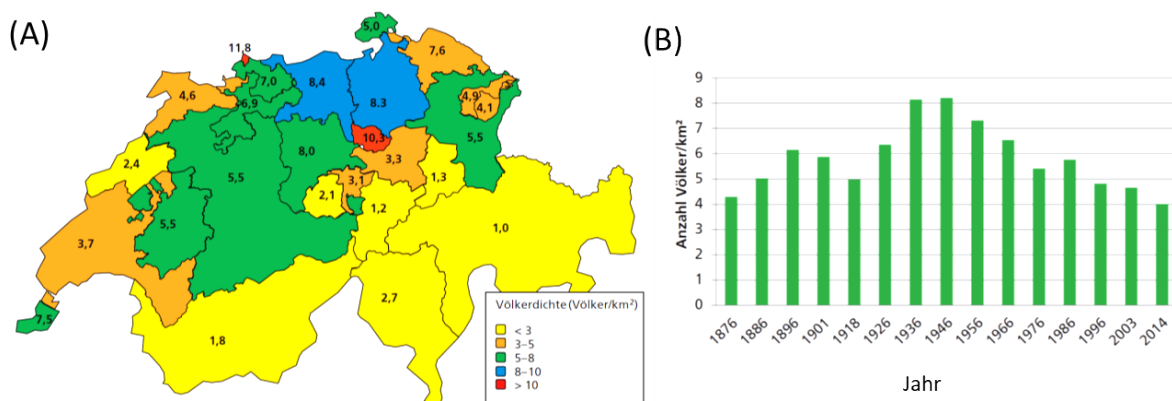


Abb. 2 (A) Mittlere Völkerdichten im Jahr 2014 pro Kanton und **(B)** Entwicklung der Völkerdichte in der Schweiz seit 1876 (Charrière et al. 2018).

* Ergänzt im Anhang A.

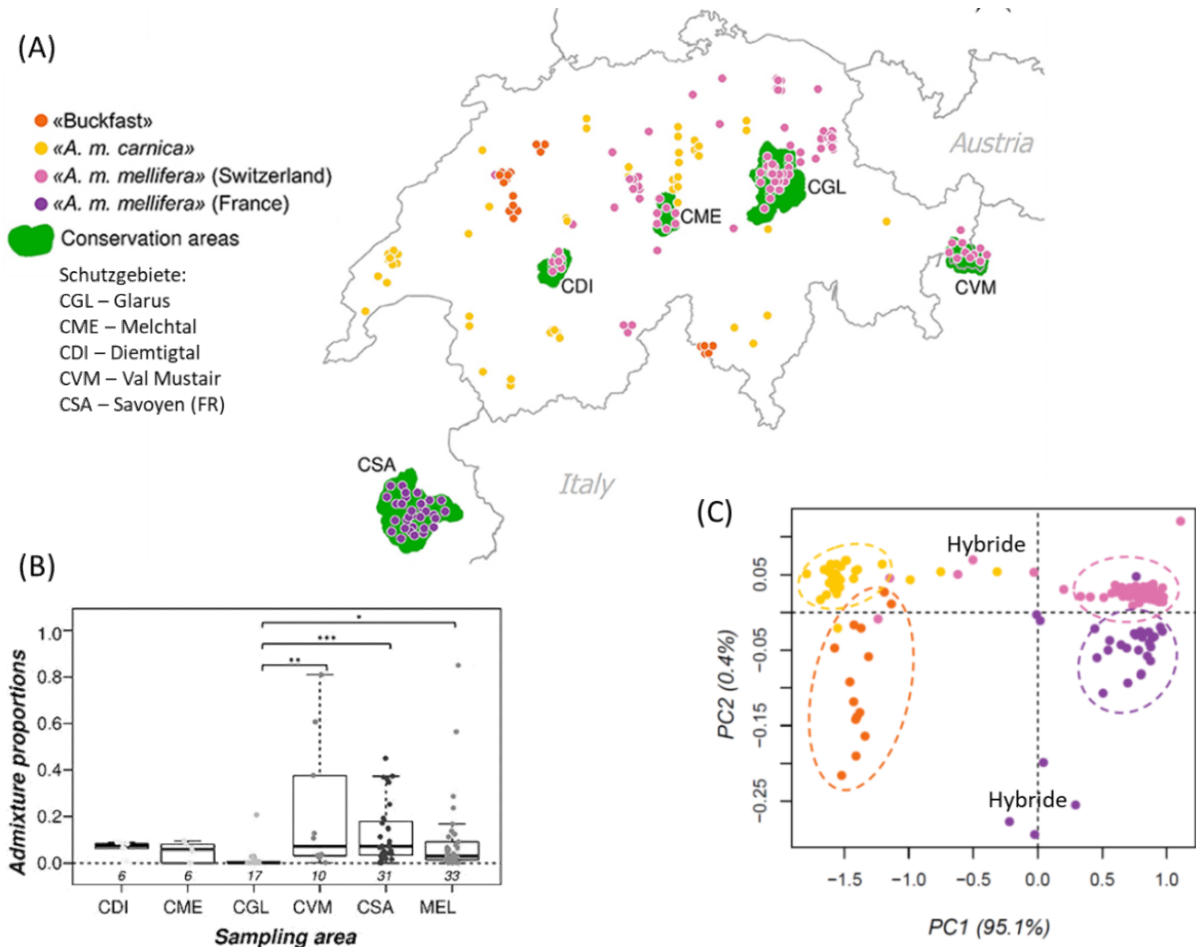


Abb. 3 Die Populationsstruktur der Schweizer Honigbienen basierend auf genomischen nuklearen Daten (Parejo et al. 2016): **(A)** Karte mit den Standorten der Proben, sowie der Schutzgebiete der *A. m. mellifera* in der Schweiz und im benachbarten Savoyen. Heute sind in der Schweiz nur noch zwei *A. m. mellifera mellifera* Schutzgebiete erhalten: das Melchtal (CME) und der Kanton Glarus (CGL). Die Farbe der Punkte repräsentiert die angenommene Unterart/Rasse. **(B)** Hybridisierungsgrad der *A. m. mellifera* in den Schutzgebieten und ausserhalb (MEL): Diese Proben stammen von Imkerinnen und Imkern des Vereins mellifera.ch. Es ist anzunehmen, dass in einer randomisierten Stichprobe in der ganzen Schweiz mehr Hybride anzutreffen wären. **(C)** Hauptkomponentenanalyse aller Proben: Die Farbe der Punkte entspricht den Punkten in (A). Punkte ausserhalb der Kreise repräsentieren mehr oder weniger hybridisierte Bienen, die von den Imkern einer bestimmten Unterart oder Rasse zugeordnet wurden. PC1, PC2: erste und zweite Hauptkomponente.

Bereits gegen Ende des 19. Jahrhunderts wurden vereinzelt andere Bienen aus Europa importiert, um für die Imkerei geeignetere Bienen zu züchten. Um 1950 wurde die Kärntner Biene (*A. m. carnica*) – eine Unterart der C-Linie – in die Schweiz eingeführt und erfreute sich bald grosser Beliebtheit. Die *A. m. carnica* kommt aus einer Region (Österreich, Slowenien), die der Schweiz topografisch und klimatisch ähnlich ist, und scheint gut an Schweizer Umweltbedingungen angepasst zu sein. In der Westschweiz wurde 1965 die *A. m. carnica* präferiert (Schneider 1995). In den 1980er-Jahren verbreitete sich in der Schweiz auch die Buckfast-Biene, eine aus einer Kreuzung zahlreicher Unterarten gezüchtete Bienenrasse. Durch den Import der nicht einheimischen Honigbienen und die freie Paarung mit der lokalen Unterart sind heute viele bewirtschaftete Bienen hybridisiert (sog. «Swiss-Mix») (Soland-Reckeweg et al. 2009; Parejo et al. 2016; siehe Abb. 3). Eine komplett randomisierte Stichprobe der Hybridisierung und Abstammung Schweizer Honigbienen fehlt jedoch. Honigbienen der *A. m. mellifera* sind in den Schutzgebieten anzutreffen oder können durch eine mehr oder weniger kontrollierte Paarung auf Belegstationen (siehe Abb. 4A) und

vereinzelt durch künstliche Befruchtung erhalten werden. Belegstationen sind abgelegene, teils isolierte Gebiete, auf die im Frühling und Sommer Jungköniginnen und Drohnenvölker für die Paarung gebracht werden. Dies erfordert jedoch ständiges Monitoring durch Morphometrie oder genetische Analysen nach definierten Merkmalen und Grenzwerten. Für die Rassenreinheit mittels genetischer Analysen wird ein Grenzwert von 90 % angewendet: Wenn 90 % des Genmaterials der *A. m. mellifera* oder der *A. m. carnica* vorliegen, gilt die Biene als rassenrein. Mit diesem Vorgehen wird die Unsicherheit der Messmethoden berücksichtigt und ein Anteil an genetischer Variation gesichert. Jedes Jahr werden so die neuen Zuchtköniginnen genotypisiert und auf Rassenreinheit überprüft.

Es gibt in der Schweiz keine genauen Zahlen zum Anteil der verschiedenen Honigbienenrassen unter den bewirtschafteten Völkern. Durch die Anzahl der produzierten Bienenköniginnen wird jedoch ersichtlich, dass die *A. m. carnica* die prominenteste in der Schweiz gezüchtete Unterart darstellt (siehe Abb. 4B; Charrière et al. 2018), was suggeriert, dass die *A. m. carnica* in der Schweiz stark verbreitet ist, während die *A. m. mellifera* weitgehend verdrängt wurde. Die Anzahl produzierter Königinnen lässt jedoch nicht direkt auf die Anzahl der verschiedenen gehaltenen Unterarten schliessen, denn viele Imkerinnen und Imker kaufen keine Königinnen und halten die natürlich angepaarten Bienen ihres Bienenstandes. Eine Schätzung von mellifera.ch basierend auf den Auffuhren auf den besser kontrollierten Belegstationen inklusive Bestand in Schutzgebieten kommt auf 5 000 reinrassige Völker der *A. m. mellifera*, was lediglich einem Anteil von rund 3 % der Gesamtpopulation entspräche. Die Bedeutung der Erhaltung der Dunklen Honigbiene ist in der Schweiz aus Gründen der Bienenzucht, des Kulturerbes und der Biodiversität anerkannt, weshalb Schutzgebiete, Erhaltungszucht und die Selektion vom Bundesamt für Landwirtschaft (BLW) finanziell unterstützt werden.

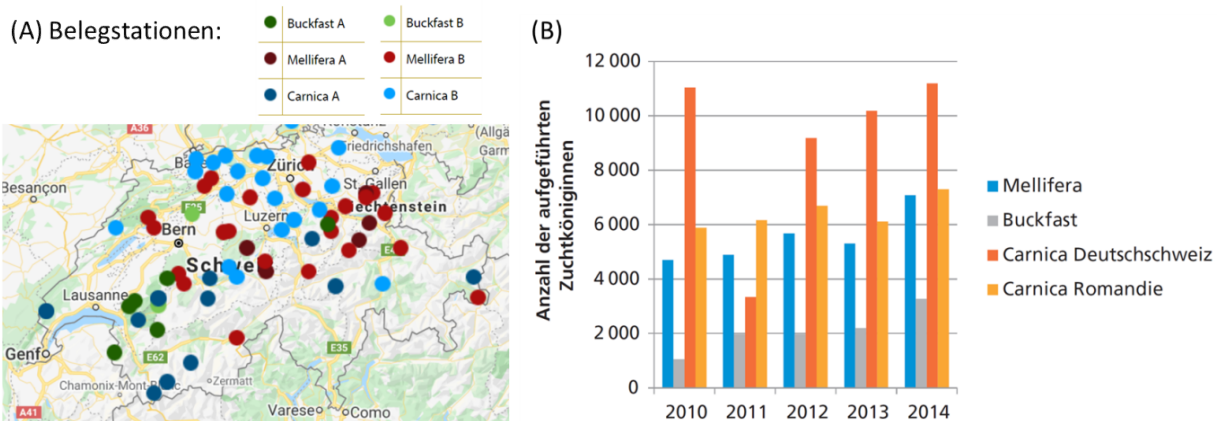


Abb. 4 (A) Standorte der Belegstationen nach Rasse und Typ (Linienbelegstation A, Rassenbelegstation B) in der Schweiz (bienen.ch). A-Belegstationen sind topografisch isoliert und haben zwei Schutzzonen, eine innere bienenstockfreie und eine äussere Schutzzone, in der nur Bienenstöcke der gleichen Zuchtlinie wie auf der Belegstation stehen dürfen. B-Belegstationen haben eine einzige Schutzzone, in der nur Bienenstöcke der Rasse, unabhängig von der Zuchtlinie, stehen dürfen (Belegstations- und KB-Reglement, apisuisse). **(B)** Anzahl der auf den Belegstationen aufgeführten Zuchtköniginnen nach Unterart/Rasse: *A. m. carnica* ist die am häufigsten gezüchtete Honigbienenunterart in der Schweiz (Charrière et al. 2018).

Über freilebende Honigbienenpopulationen in der Schweiz gibt es keine Daten. Es wird angenommen, dass diese seit Varroa und durch den Verlust der Habitate und Nistplätze stark dezimiert wurden. Varroa wurde in der Schweiz 1984 das erste Mal konstatiert (Semadeni 1987). Die Waldflächen, das natürliche Habitat der Honigbienen (Crane 1999), waren in der

Schweiz im letzten Jahrhundert deutlich geringer als heute (siehe Abb. 5), zudem war der Wald jünger, was bedeutet, dass es wahrscheinlich bereits vor *Varroa* weniger Nistplätze für wilde Honigbienen gab, was möglicherweise wiederum die Populationen limitierte.

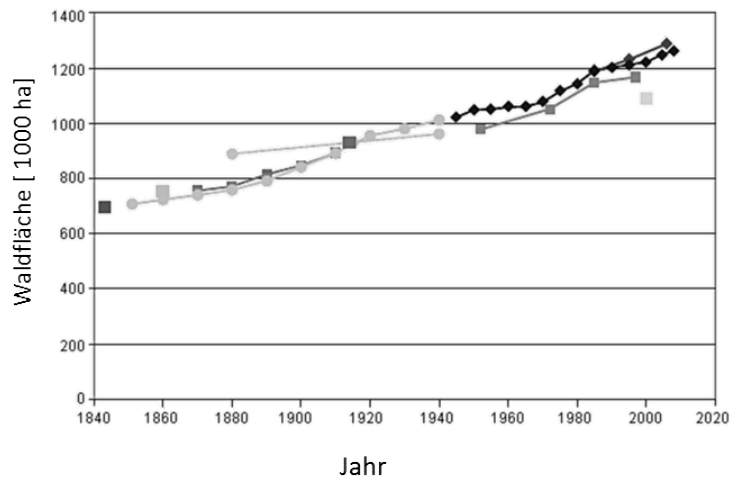


Abb. 5 Entwicklung der Waldfläche der Schweiz anhand verschiedener Datenquellen, dargestellt in unterschiedlichen Grautönen (abgeändert aus Ginzler et al. 2011).

Die einzigartige Situation der Honigbiene als ein vom Menschen gehaltenes Wildtier (Seeley et al. 2015; Requier et al. 2019) mit einer komplexen Paarungsbiologie wirft bezüglich des Schutzes wilder einheimischer Populationen Fragen auf. Diese werden im vorliegenden Bericht basierend auf dem aktuellen wissenschaftlichen Kenntnisstand aufgearbeitet.

3. Fragestellungen

3.1. Kann die Dunkle Honigbiene (*Apis mellifera mellifera*) zumindest nördlich der Alpen als einheimische Unterart der Schweiz betrachtet werden?

Es gibt mehrere Beweislinien, die zeigen, dass *A. m. mellifera* in Mittel- und Nordeuropa und damit auch in der Schweiz (ohne Tessin) einheimisch ist.

Eine Vielzahl von Studien klassifizierte die Honigbienen in Europa zunächst nach morphologischen Merkmalen (klassische Morphometrie, geometrisch-morphometrische Flügelmorphometrie) in verschiedene Linien und Unterarten (Ruttner 1988; Arias & Sheppard 1996). An einem archäologischen Fundort im nördlichsten Verbreitungsgebiet wurden Exemplare von Honigbienen gefunden, die aus der Zeit 950 n. Chr. datieren; anhand ihrer Flügelmorphometrie wurden sie der Unterart *A. m. mellifera* zugeteilt (Carreck 2008; Ruttner et al. 1990). Dies zeigt, dass diese Unterart in Europa bereits im Mittelalter vorkam.

Später wurden Honigbienen mit molekularen Methoden (mitochondriale DNA, Mikrosatelliten, SNPs, ganze Genome) analysiert, welche die evolutionären Hauptlinien (M und C) bestehend aus mehreren Unterarten in Europa bestätigten (Franck et al. 1998; Pinto et al. 2014; Wallberg et al. 2014). Die allgemeine Übereinstimmung, die mit verschiedenen morphometrischen und genetischen Methoden erzielt wurde, lässt vermuten, dass sich die Linien und Unterarten in einem Gebiet differenzierten, das ihren heutigen Verbreitungsgebieten entspricht. Für die *A. m. mellifera* wurde Mittel- und Nordeuropa als ursprüngliches Verbreitungsgebiet der Unterart identifiziert (siehe Abb. 6; Franck et al. 1998). Darüber hinaus zeigte sich in einer genetischen Untersuchung, dass Proben von *A. m. mellifera* aus der Schweiz gemeinsam mit solchen anderen Populationen der

A. m. mellifera aus ganz Europa gehäuft auftreten, was darauf hindeutet, dass diese Populationen genetisch nahe miteinander verwandt sind (siehe Abb. 6; Soland-Reckeweg et al. 2009; Pinto et al. 2014; Parejo et al. 2016).

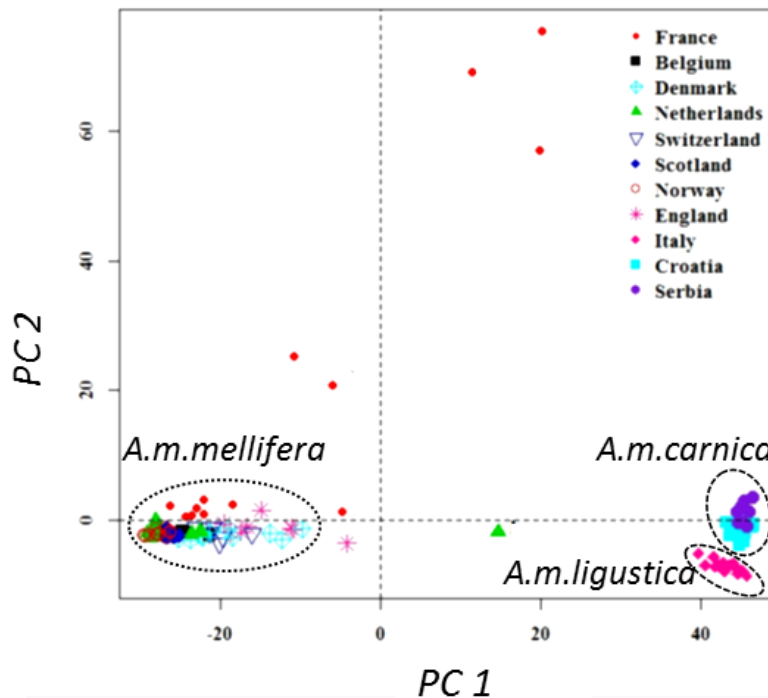


Abb. 6 Hauptkomponentenanalyse verschiedener Populationen europäischer Honigbienen, basierend auf nuklearen genetischen Markern. Bienen der Unterart *A. m. mellifera* aus unterschiedlichen Ländern gruppieren sich zusammen, da sie genetisch nah verwandt sind, fern der Bienen der C-Gruppe (*A. m. carnica* und *A. m. ligustica*) (Abb. in Anlehnung an Pinto et al. 2014). PC1, PC2: erste und zweite Hauptkomponente.

Allerdings war bis vor Kurzem unklar, ob die aus heutiger Sicht in der Schweiz als *A. m. mellifera* bekannte Biene die Unterart in ihrer ursprünglichen Form repräsentiert. Dieser Frage konnte in einer kürzlich publizierten Studie mit Honigbienen-Exemplaren aus den Jahren 1879 bis 1959 aus dem Naturhistorischen Museum in Bern nachgegangen werden (Parejo et al. 2020). Durch genetische Analysen dieser Proben, die mit heutigen bewirtschafteten *A. m. mellifera* verglichen wurden, konnte gezeigt werden, dass sich die modernen und historischen Proben zusammen gruppieren und teils überlappen (siehe Abb. 7). Dies bedeutet, dass sie genetisch nah verwandt sind. Die Genetik der historischen *A. m. mellifera* existiert also noch in einem Teil der heutigen bewirtschafteten Population, vor allem in den Schutzgebieten.

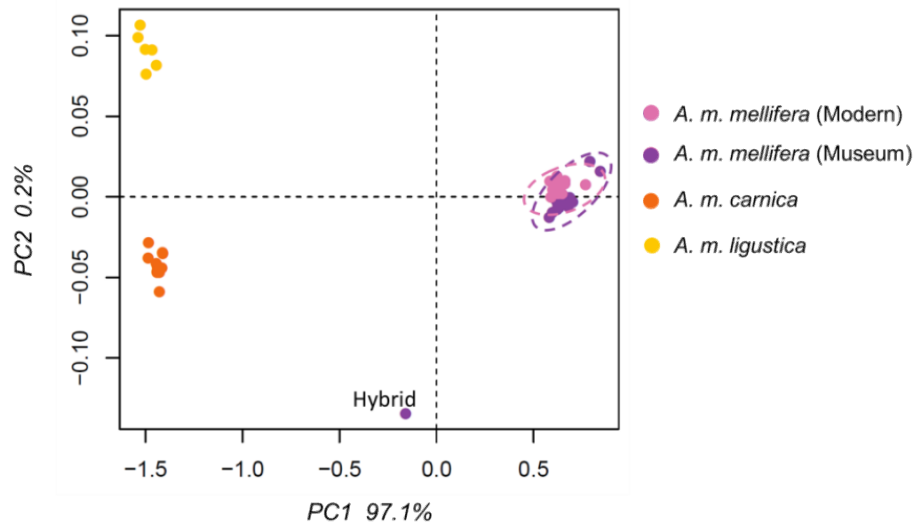


Abb. 7 Vergleich zwischen modernen (2014) und historischen *A. m. mellifera* (1879–1959) aus dem Museum sowie Referenzbienen der *A. m. carnica* und der *A. m. ligustica* mittels Hauptkomponentenanalyse, basierend auf nuklearen genetischen Daten. Es ist nicht bekannt, ob es sich bei den Museumsproben um freilebende oder bewirtschaftete Bienen handelt. Die modernen Proben wurden so ausgewählt, dass sie eine möglichst reine Abstammung der *A. m. mellifera* haben (gleiche Proben wie *A. m. mellifera* aus Abb. 3C innerhalb des rosa Kreises). Die modernen und historischen Bienen der Unterart *A. m. mellifera* gruppieren und überlappen sich teilweise, was bedeutet, dass sie genetisch nah verwandt sind. Nur 1 der 22 Museumsbienen liegt abseits, da sie hybridisiert ist (Parejo et al. 2020). PC1, PC2: erste und zweite Hauptkomponente.

Aufgrund der oben beschriebenen Erkenntnisse ist es daher in der Wissenschaft unbestritten, dass die *A. m. mellifera* die einheimische Honigbienenunterart in der Schweiz nördlich der Alpen ist. Ihre heutige reinrassige Population gleicht genetisch der historischen Population, die vor 60 bis 140 Jahren lebte, sowie anderen Populationen der in Europa lebenden *A. m. mellifera*.

3.2. Wie hoch ist die Wahrscheinlichkeit, dass es in der Schweiz noch wilde Populationen der *Apis mellifera mellifera* gibt? Wilde Populationen im Sinne, dass sie sich selbst erhalten ohne Einwirkung von Imkern und ohne regelmässige Schwarmzufuhr aus Bienenständen, und somit eine Population bilden deren langfristige Erhaltung nicht von Populationen abhängt, die von Imkern bewirtschaftet werden?

In der Schweiz wurden freilebende Völker gesichtet, doch sind diese selten (persönliche Beobachtungen von V. Dietemann; Beobachtungen aus diversen Kantonen, gesammelt von FREETHEBEES). Es gibt jedoch keine Daten zu den Fragen, ob diese nur vereinzelt von Imkerinnen oder Imkern abgeschwärmt sind und wie lange solche Völker überleben bzw. ob sie eine selbsterhaltende Population bilden. Des Weiteren ist es auch nicht klar, ob die heutigen in der Schweiz gefundenen, freilebenden Völker der Unterart *A. m. mellifera* angehören. Um die Wahrscheinlichkeit abzuschätzen, ob es in der Schweiz noch wilde Populationen der *A. m. mellifera* gibt, werden im Folgenden Berichte und wissenschaftliche Studien – auch aus dem Ausland – überprüft. Davon ausgehend wird eine Einschätzung zur Situation in der Schweiz abgeleitet.

Es gibt einige Studien aus Europa, in denen von freilebenden Völkern berichtet wird, die immer noch oder wieder in ihren heimischen Verbreitungsgebieten beobachtet wurden.

Beispielsweise wurden in ländlichen Gebieten im Norden Polens freilebende Honigbienen in alten Alleebäumen gefunden (Oleksa et al. 2013), auch aus deutschen Waldgebieten (Kohl & Rutschmann 2018*) und aus den Wäldern des Südrails wurden entsprechende Beobachtungen gemeldet (Ilyasov et al. 2015). Freilebende Stöcke, die Hohlräume von Gebäuden und Bäumen besiedeln, wurden ebenfalls in England (Thompson et al. 2014), Wales (Gfeller et al. 2019), Griechenland (SmartBees Consortium 2018) sowie Irland (Browne et al. 2020) gefunden. Indirekte Erhebungen der Anzahl Stöcke mithilfe genetischer Marker deuten zudem darauf hin, dass freilebende Bienen auch in Italien vorkommen (Jaffé et al. 2010). Eine Übersicht über diese Studien ist in Tabelle 1 zu finden. Die meisten Studien kamen zum Schluss, dass es unklar ist, ob die Überlebens- und Fortpflanzungsrate der freilebenden Stöcke die Aufrechterhaltung stabiler, selbsterhaltender Populationen ermöglicht oder ob das Auftreten solcher Stöcke von wiederkehrenden Schwärmen aus bewirtschafteten Bienenständen abhängt*. Um diese Wissenslücke zu schliessen, wurden mittlerweile sowohl in der Schweiz als auch international Projekte zur Erfassung und Überwachung freilebender Stöcke geplant oder bereits lanciert.

Tabelle 1 Übersicht über die Studien zu freilebenden Honigbienen in Europa und in den USA mit Angabe des Fundorts, Anzahl beobachteter Stöcke, Dichte der Population, Unterart und dem Hinweis zur Frage, ob diese Populationen sich von bewirtschafteten Stöcken unterscheiden. Ob die Population selbsterhaltend (ohne regelmässige Schwarmzufuhr von Imkern) ist, wurde anhand der Datengrundlage der Studien von uns evaluiert. Der Strich (-) bedeutet, dass keine Daten vorhanden sind.

Referenz	Land	Fundort	Anzahl	Dichte [Stöcke / km ²]	Genetische Differenzierung zu bewirtschafteten Stöcken	Unterart	Selbsterhaltende Population
Oleksa et al. 2013	Polen	Alleebäume (<i>Tilia</i> , <i>Acer</i>), ländliche Gebiete	45	0,1	-	-	unklar
Kohl & Rutschmann 2018	Deutschland	Buchenwälder in Nationalpark, Naturschutzgebiet	16	0,11–0,14	-	-	unzureichende Beweislage
Ilyasov et al. 2015	Russland	Wald, Nationalparks, v. a. auf <i>Tilia</i>	200 – 400	0,05–0,1	-	<i>A. m. mellifera</i> , Burzyan Ökotyp	wahrscheinlich, aber nicht bewiesen
Thompson et al. 2014; Thompson 2012	UK	Hohlräume in Häusern und in Bäumen, ländliche Gebiete	12	-	nein	-	unwahrscheinlich
Gfeller et al. 2019	Wales	Bäume, Gebäude	23	-	-	-	wahrscheinlich, aber nicht bewiesen
SmartBees Consortium 2018	Griechenland	Bäume	22	-	nein	<i>A. m. macedonica</i>	unklar
Browne et al. 2020	Irland	Hohlräume in Häusern und in Bäumen	43	-	nein	<i>A. m. mellifera</i>	unwahrscheinlich
Seeley 2007; Seeley et al. 2015	USA (nicht einheimisch)	Laubwald	9	-	eher ja, aber unzureichende Datenlage	Hybrid	wahrscheinlich

Berichte aus ganz Europa über freilebende Honigbienen häufen sich (siehe Tabelle 1). In einer kürzlich publizierten Studie wurde anhand von Nistplätzen ein grosses Potenzial für freilebende Honigbienen in europäischen Wäldern – inklusive Schweiz – modelliert (Requier et al. 2020). Könnte es also auch hierzulande eine sich selbst erhaltende Population freilebender *A. m. mellifera* geben? Um dieser Frage weiter nachzugehen, müssen die Dichte

*Ergänzt im Anhang A.

der Populationen von freilebenden und bewirtschafteten Honigbienen und das damit verbundene Potenzial für Genfluss in Betracht gezogen werden.

Die geschätzten Dichten freilebender Honigbienen (0,1 bis 0,14 Völker pro km²) sind sehr gering (Oleksa et al. 2013; Kohl & Rutschmann 2018), die modellierten Dichten noch geringer (0,04 bis 0,1 Völker pro km² Wald; Requier et al. 2020), insbesondere im Vergleich zu bewirtschafteten Populationen (Schweiz: 4 Völker pro km², europäischer Durchschnitt: 4 ± 2,8 Völker pro km²; De La Rúa et al. 2009). Im Durchschnitt sind bewirtschaftete Populationen also rund 40 bis 100 Mal grösser als solche freilebender Honigbienen. In Abbildung 8 wird am Beispiel des Kantons Bern die Dichte der bewirtschafteten Bienenstände in der Schweiz veranschaulicht (im Durchschnitt 8 Völker pro Stand). In Anbetracht dieser Dichteverhältnisse ist anzunehmen, dass eine mögliche freilebende Population genetisch nicht ohne Einfluss von bewirtschafteten Bienen sein kann, ausser in sehr isolierten Gebieten (siehe Kap. 3.4.).

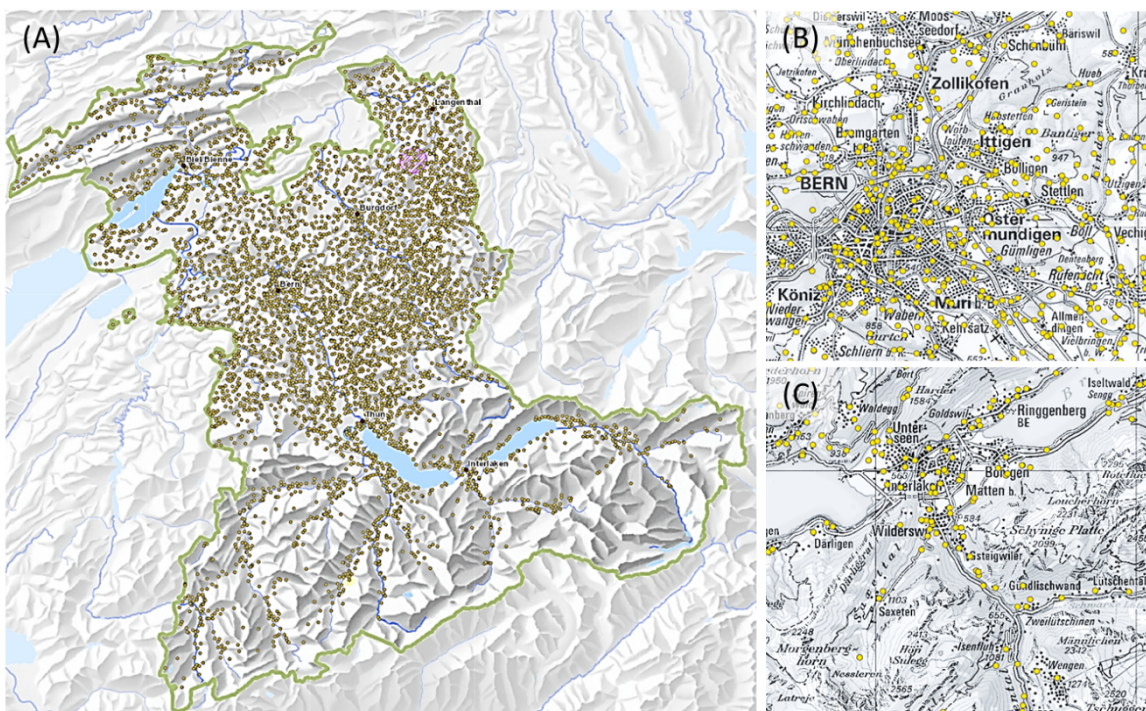


Abb. 8 (A) Standorte (gelbe Punkte) aller bewirtschafteten Bienenstände im Kanton Bern. Die durchschnittliche Dichte im Kanton beträgt 5,5 Völker pro km². Bewirtschaftete Völker sind vor allem im Mittelland und in tieferen Lagen in den Talböden zu finden. Violeter Kreis: Sauerbrut Sperrgebiet. (B) Bienenstände in der Region Bern als Beispiel eines Siedlungsgebietes. (C) Im Oberland ist die Dichte der Bienenstände geringer. Ein für eine freilebende Honigbienenpopulation genügend grosses und von bewirtschafteten Völkern isoliertes Gebiet ist allerdings auch dort nicht zu finden. B und C: 1 Quadrant entspricht 10 x 10 km. (Karten aus dem Geoportal des Kantons Bern, 2020).

Ein solcher Genfluss erklärt, weshalb zwischen bewirtschafteten und freilebenden Völkern der *A. m. mellifera* in der kürzlich publizierten Studie aus Irland keine genetische Differenzierung festgestellt wurde (Browne et al. 2020). Auch in England (Thompson 2012) und Griechenland (SmartBees Consortium 2018) wurden keine signifikanten genetischen Unterschiede zwischen den freilebenden und den bewirtschafteten Populationen gefunden. Die freilebenden und bewirtschafteten Honigbienenvölker, die in diesen Studien erforscht wurden, waren nicht isoliert und scheinen also frei Gene miteinander auszutauschen. Ein solcher Genfluss bedeutet, dass beide Populationen demselben Genpool angehören. Eine einzige Studie aus Nordamerika suggerierte, dass verwilderte, in einem Wald lebende Honigbienenvölker von den benachbarten Bienenstöcken genetisch differenziert sind (Seeley et al. 2015). Diese

Hypothese sowie die Tatsache, dass die Dichte bewirtschafteter Völker in der Region klein ist, lässt die Autoren vermuten, dass die isolierte verwilderte Population selbstständig überlebte, ohne regelmässige Schwarmzufuhr bewirtschafteter Völker. Diese Schlussfolgerung basiert jedoch auf einer einmaligen Stichprobe, so dass der langfristige Isolierungsgrad dieser Population nicht bestimmt werden kann. Auch die Folgestudie von Mikheyev et al. (2015) bringt hier keine Datengrundlage, welche diese Hypothese abschliessend testen lässt.

Basierend auf diesen Studien lässt sich für die Schweiz ableiten, dass es sehr unwahrscheinlich ist, dass mögliche freilebende, sich selbst erhaltende Populationen der *A. m. mellifera* existieren. Dies wäre nur möglich, fände man irgendwo eine isolierte Population ohne Genfluss zwischen dieser und bewirtschafteten Völkern. Eine solche noch unentdeckte Population freilebender Honigbienen müsste allerdings eine ziemlich grosse Fläche besiedeln. Wenn wir für die langfristige Selbsterhaltung von einer Populationsgrösse von mindestens $N = 50$ (Shaffer 1981; siehe Kap. 3.4.1.1.) und einer natürlichen Dichte freilebender Populationen zwischen 0,1 pro km^2 (Oleksa et al. 2013; Kohl & Rutschmann 2018) und 1 pro km^2 (Seeley et al. 2015) ausgehen, bräuchte es ein Habitat von 50 bis 500 km^2 ohne bewirtschaftete Bienenstände; dieses müsste ausserdem genügend Nahrungsressourcen bieten (siehe Kap. 3.4.). Die Betrachtung der Schweizer Waldlandschaft (siehe Abb. 9) und der Dichte der bewirtschafteten Bienenstände (siehe Abb. 8) zeigt, dass ein solches Gebiet in der Schweiz gar nicht oder sehr schwer zu finden sein dürfte.

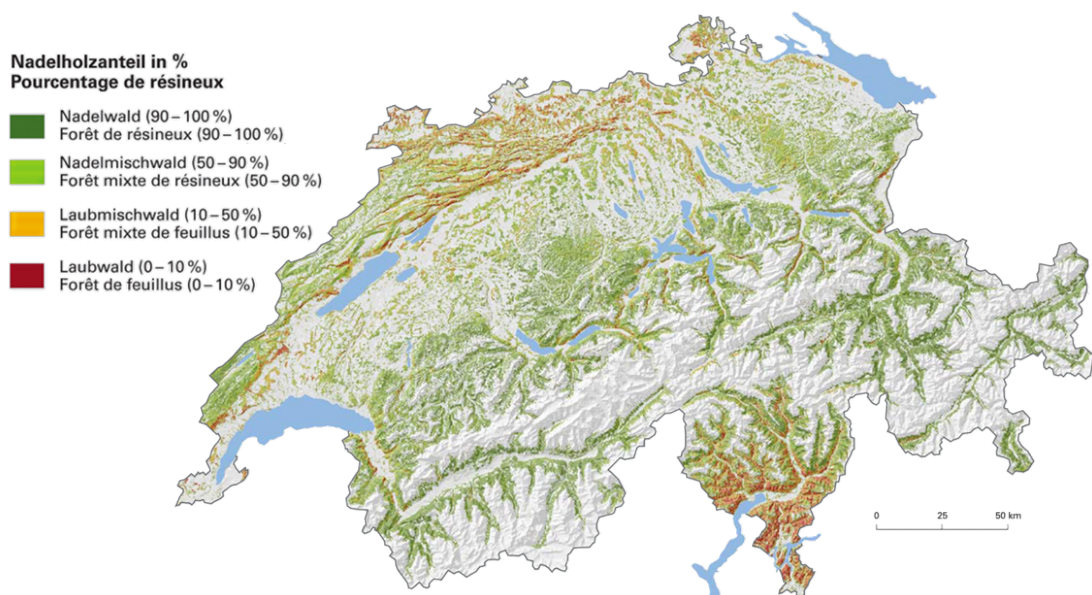


Abb. 9 Verteilung von Laub-, Nadel- und Mischwäldern in der Schweiz (BFS, GEOSTAT, 2002). Laubwälder, der natürliche Lebensraum der Honigbiene, finden sich vor allem im Tessin, in Teilen des Juras sowie am Jurasüdfuss.

Es gibt jedoch noch eine weitere Möglichkeit für das Vorkommen freilebender Populationen, nämlich jene, dass freilebende Populationen nicht isoliert, aber dennoch selbsterhaltend sind. Um langfristig persistieren zu können, müssen selbsterhaltende Populationen gegen *Varroa* resistent oder tolerant sein. Genetische Resistenz- oder Toleranzmerkmale würden allerdings durch den ständigen Genfluss zwischen dieser Population und einer anfälligen bewirtschafteten Population verdünnen und könnten so vielleicht nicht oder nur sehr langsam fixiert werden. Es gäbe aber weitere Faktoren wie die Epigenetik, biotische und abiotische Umweltfaktoren, das Verhalten oder die Freilassung aus der Bewirtschaftung, die es ermöglichen könnten, dass freilebende Populationen trotz des Eintrags von Genen von

bewirtschafteten Völkern bestehen können. Es wurde beispielsweise beobachtet, dass Völker, die in kleinen Kästen gehalten werden, häufiger schwärzten, geringere Varroa-Befallsraten aufwiesen und eine höhere Überlebensrate hatten als Bienenstöcke in grossen Bienenstöcken (Loftus et al. 2016). Auch wurde berechnet, dass natürliche Nistplätze in Baumhöhlen besser isoliert sind als imkerliche Beuten, was ein erhöhtes Überleben kleinerer Völker und eine geringere Varroa-Vermehrung suggeriert (Mitchell 2016). Nach derzeitigem Kenntnisstand gibt es jedoch noch keine eindeutigen Hinweise darauf, welche Faktoren und Interaktionen für das Überleben freilebender Völker relevant sind. Dies ist eine zentrale Forschungslücke. Wegen des Genflusses zwischen freilebenden und bewirtschafteten Populationen kann man jedoch davon ausgehen, dass solche Völker nicht zur Unterart der *A. m. mellifera* gehören, da in der Schweiz verschiedene Unterarten gehalten werden und es viele Hybride gibt (siehe Kap. 2. und Abb. 2).

Aufgrund der heutigen Erkenntnisse über freilebende Honigbienen aus anderen Regionen und in Anbetracht der hohen Dichte bewirtschafteter Völker in der Schweiz sowie über die Paarungsbiologie lässt sich schlussfolgern, dass freilebende Populationen der *A. m. mellifera* in der Schweiz sehr wahrscheinlich nicht existieren. Um zu prüfen, ob es freilebende Populationen anderer Abstammung gibt, die sich langfristig selbst erhalten – ohne oder trotz des Einflusses von bewirtschafteten Völkern –, bräuchte es Felddaten aus einem mehrjährigen Monitoring freilebender Honigbienenstöcke inkl. genetischer Analysen, um die Selbsterhaltung der Populationen zu prüfen.

3.3. Wenn solche Populationen existieren sollten, sollten sie Gegenstand besonderer Schutzmassnahmen sein?

Es wird vermutet, dass die grosse Mehrheit der wilden Honigbienen in Zentraleuropa aufgrund von Habitatzerstörungen und der vom Menschen eingeschleppten Varroa-Milbe ausgestorben sind (Kraus & Page Jr. 1995; De La Rúa et al. 2009; Jaffé et al. 2010). Es könnte jedoch sein, dass einige bis heute unentdeckt blieben oder sich in Zukunft entwickeln. Bei der Frage nach allfälligen zukünftigen Schutzmassnahmen können die folgenden Argumente und Überlegungen deshalb dazu beitragen, eine Entscheidung zu treffen. Eine Übersicht über verschiedene Szenarien und die dazugehörigen Argumente findet sich schematisch in Abbildung 10.

Wenn freilebende, sich selbst erhaltende Populationen existieren, ist das Hauptargument für ihre Schutzbedürftigkeit die Tatsache, dass sie freilebend und somit angepasst an ihre heutige Umwelt sind. Anders gesagt: Jede sich selbst erhaltende (fitte) Population hat die nötigen lokal angepassten Eigenschaften, um in ihrer Umwelt, sei es in der freien Natur oder in der anthropogen beeinflussten Landschaft, zu überleben – was unabdingbar für den Erhalt der Art in Europa ist –, und ist demnach schützenswert. Dieses Argument würde für alle freilebenden Honigbienen in der Schweiz gelten, auch für Populationen, die nicht zur *A. m. mellifera* zählen. Wie Letztere betrachtet werden können, wird unten diskutiert (siehe Kap. 3.5.1.1. und 4.). Je nach Abstammung und Grad der Isolierung und der Selbsterhaltung freilebender Populationen sind noch weitere Argumente zu berücksichtigen.

Wenn in der Schweiz freilebende, sich selbst erhaltende Populationen mit Abstammung von der *A. m. mellifera* existieren, besteht ein zusätzliches Argument für ihre

Schutzbedürftigkeit darin, dass die *A. m. mellifera* die ursprüngliche wilde, einheimische Honigbienenunterart nördlich der Alpen ist, die im grössten Teil ihres Verbreitungsgebietes gefährdet (Jensen, Palmer, Boomsma et al. 2005, De La Rúa et al. 2009; Fontana et al. 2018). Wie oben erläutert (siehe Kap. 3.2.), ist die Wahrscheinlichkeit für das Vorkommen einer solchen Population in der Schweiz gering. Sie könnte nur existieren, wenn sie geografisch oder genetisch isoliert wäre, denn ohne Isolation würde sie durch Paarung mit anderer Unterarten oder «Swiss-Mix» ihre reinrassige Abstammung verlieren. Die Isolierung würde gleich zu einem weiteren Vorteil führen, nämlich demjenigen, dass dadurch keine Auswirkungen auf bewirtschaftete Völker zu erwarten wären, weder mögliche Krankheitsübertragungen (siehe 3.5.1.1) noch ein genetischer Einfluss auf Belegstationen (siehe Kap. 3.5.1.2.). Gleiches gilt für freilebende, sich selbst erhaltende Populationen anderer Abstammung: Wenn diese isoliert sind, ist mit keinen Auswirkungen auf bewirtschaftete Populationen zu rechnen.

Anders sieht es aus, wenn selbst erhaltende Populationen geografisch und genetisch nicht isoliert von bewirtschafteten Völkern leben. In diesem Fall weisen sie erstens wahrscheinlich eine «Swiss-Mix»-Abstammung auf, ausser vielleicht vereinzelt Völker, die in Schutzgebieten der *A. m. mellifera* leben. Und zweitens könnte es Auswirkungen auf bewirtschaftete Völker bezüglich Krankheitsübertragungen (siehe Kap. 3.5.1.1.) und hinsichtlich der Zucht auf Belegstationen (siehe Kap. 3.5.1.2.) geben. Diese Aspekte sind bei der Evaluierung der Schutzbedürftigkeit zu berücksichtigen.

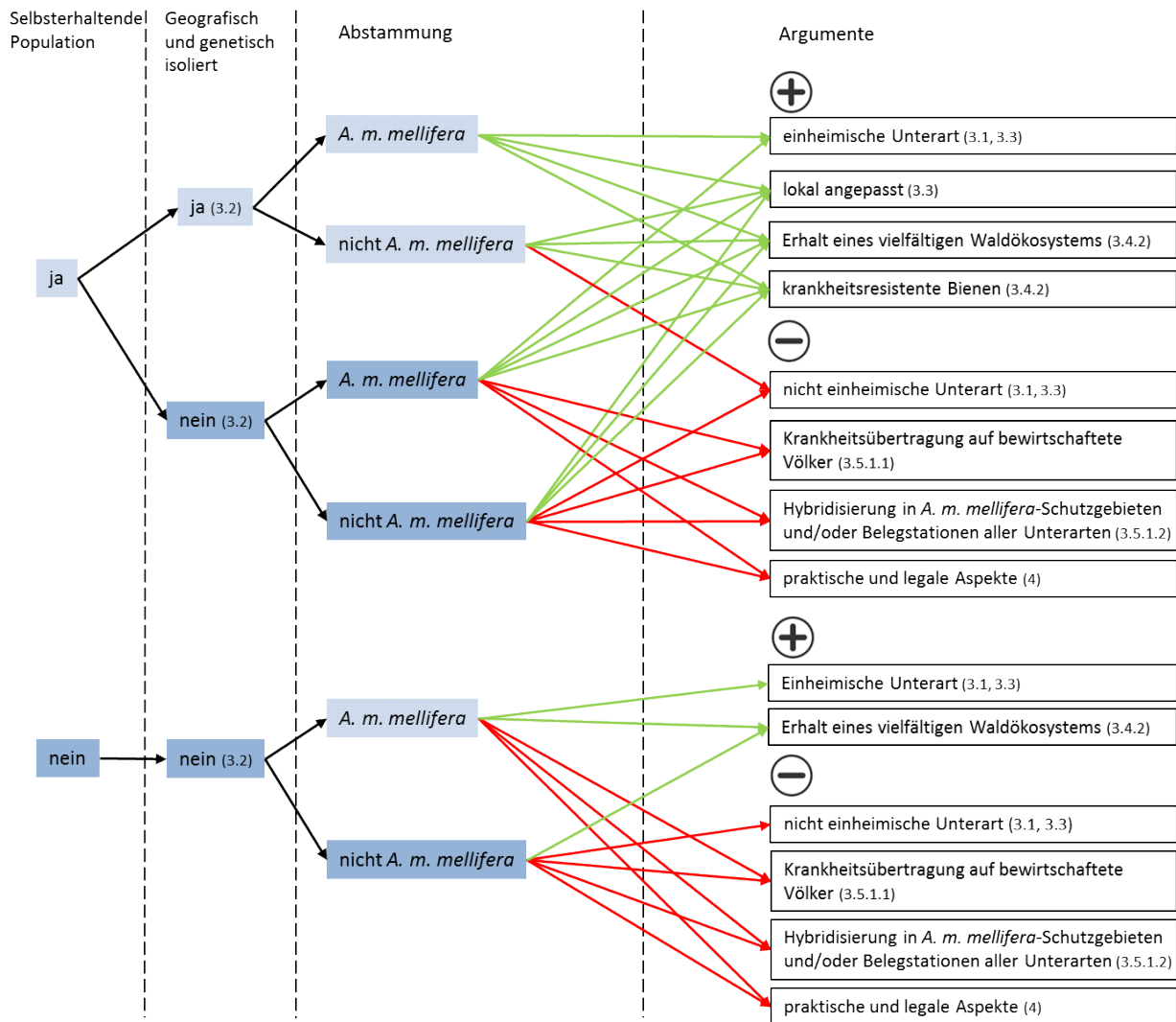


Abb. 10 Schematische Übersicht über die verschiedenen Szenarien von möglichen freilebenden Honigbienenpopulationen in der Schweiz sowie die positiven und negativen Argumente, die für Schutzmassnahmen für diese Populationen sprechen. Die wahrscheinlicheren Szenarien sind dunkelblau, weniger wahrscheinliche Szenarien hellblau gefärbt. Das Szenario «nicht selbsterhaltend und isoliert» wurde nicht betrachtet, da nicht selbsterhaltende Populationen isoliert nicht überleben können. Die meisten positiven Argumente gelten für die Szenarien im isolierten Fall.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass freilebende, sich selbst erhaltende Populationen, falls existierend, grundsätzlich schützenswert sind. Falls diese von der *A. m. mellifera* abstammen, greift zusätzlich das Argument der einheimischen Unterart. Wären solche Populationen gut isoliert, gäbe es keine Auswirkungen auf bewirtschaftete Völker. Falls solche Populationen nicht oder nur teilweise isoliert wären, gäbe es praktische und rechtliche Schwierigkeiten, wenn nur freilebende Völker der Unterart *A. m. mellifera* geschützt würden. Für diese Überlegungen sprechen aber nicht nur wissenschaftlich fundierte Argumente. Weitere Anmerkungen zum Schutz freilebender *A. m. mellifera* oder Populationen, die nicht zu dieser Unterart gehören, finden sich in den Kapiteln 3.4. und 4.

3.4. Wenn wilde Populationen dieser Form nicht mehr existieren, ist es möglich und wünschenswert ihre erneute Etablierung in bestimmten Regionen zu fördern, und wenn ja, unter welchen Bedingungen?

3.4.1. Ist eine erneute Etablierung einer Wildpopulation möglich?

Idealerweise sollte eine erneute Etablierung einer Wildpopulation im natürlichen Lebensraum der Honigbiene stattfinden, das heisst in Wäldern, vor allem in alten Laubwäldern. Zusätzlich bräuchte es ein isoliertes Gebiet ohne Imkerei, um den Genfluss und mögliche Krankheitsübertragungen zwischen den freilebenden und den bewirtschafteten Populationen zu vermeiden (siehe Kap. 3.5). In einem solchen Gebiet könnten sich freilebende Honigbienen selbstständig ohne Einfluss bewirtschafteter Völker entfalten und wären der natürlichen Selektion ausgesetzt, was zu einer lokal angepassten Honigbiene führen würde.

Strikte Isolierung ist aufgrund der Reproduktionsbiologie der *A. mellifera* (siehe Kap. 1.2.) schwer durchführbar. Deshalb wurde kürzlich ein Programm mit schrittweise isolierten Zonen zur Erhaltung einheimischer Unterarten vorgeschlagen, das sowohl Imkereipraktiken als auch die Erhaltung freilebender Honigbienen umfasst. Es beinhaltet eine zentrale Schutzzone ohne bewirtschaftete Bienenstände, in der freilebende Völker angesiedelt werden, und einer Randzone, in der nur Bienenstöcke der einheimischen Unterarten erlaubt sind (siehe Abb. 11; Requier et al. 2019). Die Durchführbarkeit eines solchen oder eines ähnlichen Programms wurde für ein Gebiet in der Schweiz nicht evaluiert. Im Folgenden werden kurz die wichtigsten zu berücksichtigenden Faktoren für die Machbarkeit eines solchen Programms in der Schweiz erläutert.

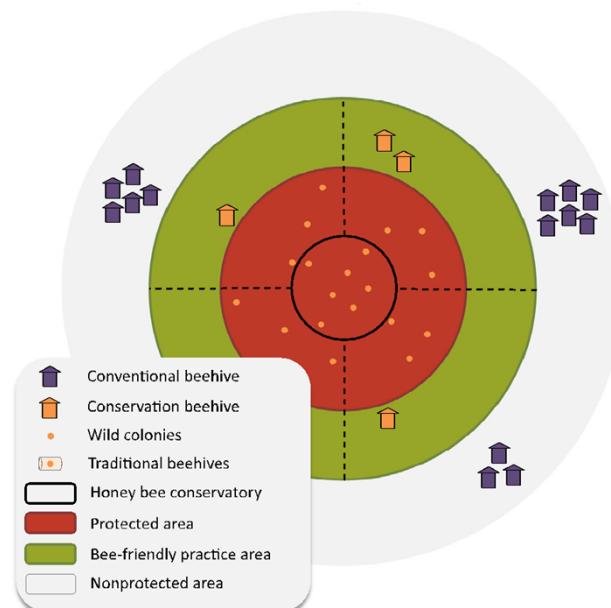


Abb. 11 Vorschlag für ein Erhaltungsprogramm für einheimische Unterarten der *Apis mellifera*, das sowohl die Bienenzucht als auch die Erhaltung von freilebenden Honigbienenstöcken in ausgewählten Gebieten integriert (Requier et al. 2019). Das Konzept ist theoretisch basiert und wurde noch nicht umgesetzt. Es gibt keine Angaben zur Anzahl Völker und zur Fläche in der zentralen Schutzzone. Für die Pufferzone wird ein Radius von 4 bis 6 km empfohlen (grün).

3.4.1.1. Die kleinste überlebensfähige Population

Um die mindeste genetische Variabilität zu sichern, gilt in der Naturschutzbiologie $N = 50$ als minimale Grösse für eine überlebensfähige Population. Diese Zahl ist jedoch als grobe Richtlinie zu betrachten, die von vielen Faktoren abhängt (Shaffer 1981). Für freilebende Honigbienen gibt es keine spezifische Richtlinie, aber es gibt aus anderen Studien Hinweise:

Für eine Zuchtpopulation von 200 Völkern wurde beispielsweise modelliert, dass diese langfristig nicht unter Inzucht leidet (Plate et al. 2020). Die freilebende, vermutlich sich selbst erhaltende Population in Nordamerika wurde auf 200 Völker geschätzt (Seeley et al. 2015), allerdings ist unklar, ob diese genetisch komplett von den bewirtschafteten Völkern isoliert ist (siehe Kap. 3.2.). Eine bewirtschaftete Population auf der schottischen Insel in Colonsay, die in den 1960er-Jahren angesiedelt wurde und damals aus 45 Völkern bestand, scheint langfristig genügend genetische Diversität zu beinhalten (mündliche Mitteilung A. Abrahams, via R. Paxton). Es ist also nicht ganz eindeutig, wie gross die kleinste überlebensfähige Population von Honigbienen ist, aber wir können davon ausgehen, dass sie im Bereich zwischen 45 und 200 Völkern liegt. Das untere Ende dieses Bereiches liegt nahe an der kleinsten überlebensfähigen Population ($N = 50$), die in der Naturschutzbiologie gültig ist.

3.4.1.2. Ein geeigneter Lebensraum und Nistplätze

Der natürliche Lebensraum der *A. m. mellifera* sind Wälder, vor allem alte Laubwälder (Crane 1999). Von den ca. 12 000 km² Wald in der Schweiz gehören rund 3 800 km² zu den Laub- oder Laubmischwäldern (Abb. 9). Der Grossteil der Schweizer Waldfläche besteht aus Nadelhölzern (BFS, 2004), insbesondere Fichten (41 %), oder liegt in Höhenlagen bzw. in den Alpen (BFS, 2019); diese hoch gelegenen Gebiete bieten für Honigbienen weniger gut geeignete Nistplätze. Hinzu kommt, dass Schweizer Wald praktisch überall bewirtschaftet wird und eher jung ist (jünger als 140 Jahre), was dazu führt, dass mögliche natürliche Hohlräume selten vorkommen. Freilebende Honigbienen können nur existieren, wenn Nistplätze vorhanden sind. Es wäre jedoch denkbar, solche zur Verfügung zu stellen, wie dies bereits von FREETHEBES gemacht wird. Die nächste Frage ist, wieviele Nisthilfen es brauchen würde. Dies hängt von der Tragekapazität (engl.: *carrying capacity*) des Habitats ab, was mit heutigen Kenntnissen schwierig zu schätzen ist (siehe Kap. 3.4.1.4.), und vom Anteil der Besetzung der Nisthilfen. In Polen waren lediglich 1,3 % der Hohlräume in alten Bäumen mit Honigbienen besetzt (Oleksa et al. 2012), in Deutschland waren es 7,1 % (Kohl & Rutschmann 2018) und in der russischen Republik Baschkirien 25 % (Ilyasov 2015).

3.4.1.3. Die erforderliche Fläche der Schutzzone

Der wohl schwierigste Punkt eines Erhaltungsprogramms, wie es von Requier et al. (2019) vorgeschlagen wurde, scheint zu sein, freilebende Honigbienen mindestens teilweise von bewirtschafteten Völkern zu isolieren. Wenn wir von der kleinsten überlebensfähigen Population von 45 bis 200 Völkern (siehe Kap. 3.4.1.1.) und von einer natürlichen Dichte freilebender Populationen von 0,1 pro km² (Oleksa et al. 2013; Kohl & Rutschmann 2018) bis 1 pro km² (Seeley et al. 2015) ausgehen, bräuchte es ein Habitat von 45 bis 2000 km² ohne bewirtschaftete Bienenstände. Wäre dieses Gebiet nicht durch natürliche Barrieren wie hohe Bergketten begrenzt, müsste zudem eine minimale Pufferzone von 4 bis 6 km einberechnet werden (Requier et al. 2019); im besten Fall wären es gar 15 km, was der maximalen Paarungsflugdistanz entspricht (Jensen et al. 2005).

In einer kürzlich publizierten Studie wurde die Anzahl möglicher freilebender Völker in europäischen Wäldern – inklusive Schweiz – modelliert (Requier et al. 2020). Dabei wurde ein hohes Potenzial für freilebende Honigbienen im südlichen Tessin und im benachbarten Italien ermittelt; diese Region wurde als eine von 30 Naturschutz-Hotspots vorgeschlagen. Das Tessin besitzt mit gut 600 km² den grössten Anteil Laubwald in der Schweiz. Wenn wir die Schätzungen der natürlichen Dichten freilebender Völker (0,1 bis 1 pro km²) berücksichtigen, könnten im Tessiner Laubwald zwischen 60 und 600 Völker beherbergt werden. Die vorteilhafte Waldsituation wäre nebst dem milden Klima südlich der Alpen ein positiver Faktor

für die mögliche Wiederansiedlung. Allerdings ist in dieser Region sehr wahrscheinlich die *A. m. ligustica* einheimisch, doch werden von Imkerinnen und Imkern nicht nur Völker dieser Unterart gehalten, z. B. ist die Buckfast-Biene sehr beliebt. Des Weiteren sind die Kastanien- und Lindenwälder des Tessins sehr attraktiv für die Imker, was die Isolation freilebender Populationen erschweren würde.

In Anbetracht der hohen Dichte von bewirtschafteten Völkern (siehe Kap. 3.2.; siehe Abb. 8) gibt es in der Schweiz deshalb höchstwahrscheinlich kein genug grosses und abgeschirmtes Waldgebiet ohne Imkerei, das zudem genügend Nistplätze und Nahrungsressourcen bieten könnte (siehe Kap. 3.4.1.4. und 3.4.1.5.). Ein Wiederansiedlungsprojekt isoliert von der bewirtschafteten Population wie von Requier et al. (2019) vorgeschlagen, müsste deshalb zulasten der Imkerei eingeführt werden, was vermutlich auf Widerstand stiesse (siehe Kap. 4.). Dasselbe würde gelten, wenn statt Wälder Siedlungsgebiete als Habitat für eine Wiederansiedlung gewählt würden. Es gibt in den Schweizer Siedlungen eine hohe Dichte an Bienenständen (siehe Abb. 8B). Zudem wurde in einer Studie gezeigt, dass die Urbanisierung die Krankheitsökologie von freilebenden und bewirtschafteten Honigbienen verändert, indem sie die Belastung durch Krankheitserreger erhöht und insbesondere das Black-Queen-Cell-Virus (BQC-Virus) und den einzelligen Darmparasiten *Nosema ceranae* begünstigt (Youngsteadt et al. 2015).

3.4.1.4. Nahrungsressourcen und Tragekapazität*

Die Tragekapazität eines Habitats ist die maximale Populationsgrösse einer Art, die in einer spezifischen Umgebung unter Berücksichtigung der Nahrungs- und anderer erforderlicher Ressourcen aufrechterhalten werden kann. Eine extrem hohe Tragekapazität hat beispielsweise ein australischer ressourcenreicher Eukalyptuswald, in dem 50 bis 150 (!) freilebende Völker der *A. mellifera* pro km² gefunden wurden (Oldroyd et al. 1997), obwohl es sich bei diesem Wald nicht um ein natürliches Verbreitungsgebiet handelte. Es wird angenommen, dass die Pollenverfügbarkeit die Wildbienenpopulationen mehr als jeder andere Faktor reguliert (Roulston & Goodell 2011). Für bewirtschaftete Honigbienen konnte in der Tat in einer intensiven landwirtschaftlichen Zone gezeigt werden, dass Pollenknappheit im Frühling eine negative Auswirkung hatte bzw. die im darauffolgenden Winter verzeichneten Verluste erhöhte (Requier et al. 2017). Freilebende Völker sind kleiner und ihre Nester in den Bäumen besser isoliert als bewirtschaftete Völker; weil ihr Honig nicht geerntet wird, brauchen sie weniger Ressourcen als bewirtschaftete Völker (Mitchell 2016; Neumann & Blacquièrre 2017). In ihrem natürlichen Lebensraum würden freilebende Völker der *Apis mellifera* hauptsächlich massenblühende Bäume der Gattungen *Salix*, *Acer* und *Tilia* besuchen (Donkersley 2019). Es ist allerdings nicht genau bekannt, wie man die Tragekapazität für Honigbienenvölker in ihrer natürlichen Umwelt, beispielsweise in Laubwäldern, bestimmt. Daher ist diese Grösse für die Schweizer Wälder nicht einfach einzuschätzen. Wir können nur annehmen, dass sich die Dichte jener annähern würde, die in bereits publizierten Studien über freilebende Honigbienen in Europa modelliert wurde (~ 0,1 Völker pro km²). Dann wäre von einer maximalen theoretischen Anzahl von 1 200 Völkern auf 12 000 km² Schweizer Wald auszugehen, oder von 380 Völkern auf 3 800 km² in besser geeigneten Laub- oder Laubmischwäldern. Die Tragekapazität in Siedlungsgebieten ist durch das Vorhandensein vieler diversen Blütenpflanzen und Bäume wahrscheinlich nicht unbedingt limitierend (Hülsmann et al. 2015; Somme et al. 2016), aber es muss berücksichtigt werden, dass freilebende Populationen nicht von den bewirtschafteten isoliert wären (siehe Kap. 3.5.1.2.).

*Ergänzt im Anhang A.

3.4.1.5. Welche Honigbiene für eine Wiederansiedlung?

Ein wichtiger Faktor für eine mögliche Wiederansiedlung ist die Herkunft der Völker. Wenn Letztere aus einer bereits freilebenden und sich selbst erhaltenden Population der *A. m. mellifera* stammen würden, wäre ihr Überleben durchaus wahrscheinlich. Wie bereits erläutert, ist jedoch bis heute in der Schweiz keine solche Population bekannt. Stammen wiederangesiedelte Völker allerdings aus bewirtschafteten Populationen, ist mit hohen Völkerverlusten zu rechnen, da die meisten Völker anfällig für Varroa sind. Dies veranschaulicht ein Experiment auf der schwedischen Insel Gotland: Hier wurden 150 Völker aufgestellt, die nicht gegen Varroa behandelt wurden (Fries et al. 2006). Nach mehreren Jahren mit starken Winterverlusten überlebten sieben Völker. Seit damals hat sich die Population allmählich wieder entwickelt, bleibt aber fragil (Dietemann & Locke 2019). Es ist zu vermuten, dass einbrechende Völker das Risiko in sich tragen, Krankheiten auf bewirtschaftete Völker zu übertragen (z. B. durch Räuberei, siehe Kap. 3.5.1.1.).

Bewirtschaftete Völker als freilebende auszusetzen, kann durch natürliche Selektion entweder zu einer varroaresistenten Population oder zur Extinktion führen, falls die Völker nicht über die nötigen genetischen Resistenz- oder Toleranzmerkmale verfügen. Wenn jedoch deren Entwicklung unter natürlicheren Bedingungen (Neumann & Blacquièrre 2017; Seeley 2019) es ermöglicht, nicht genetische Abwehrmechanismen auszudrücken, könnten die Verluste reduziert werden (siehe Kap. 3.5.1.1.).

Eine erneute Etablierung einer Wildpopulation wäre mit Unsicherheiten und Herausforderungen verbunden. Es braucht eine grosse Fläche mit genügend Nistplätzen und Nahrungsressourcen, um eine freilebende Population langfristig zu erhalten. Es könnte zu grossen Völkerverlusten oder sogar zu einem lokalen Aussterben kommen. Zudem müssen mögliche Auswirkungen auf bewirtschaftete Völker berücksichtigt werden (siehe Kap. 3.5.1.). Um die Erfolgchancen für eine erneute Etablierung einer Wildpopulation zu verbessern, braucht es ein grosses, isoliertes Gebiet. Diese Bedingung ist in der Schweiz nicht gegeben.

3.4.2. Ist eine erneute Etablierung einer Wildpopulation wünschenswert?

Abgesehen von den praktischen Aspekten, die im vorigen Kapitel dargelegt wurden, ist die Beurteilung der Frage, ob eine erneute Etablierung wünschenswert ist oder nicht, keinesfalls trivial; es gibt Vor- und Nachteile der verschiedenen Szenarien, die wir im Folgenden erläutern.

Eine erneute Etablierung einer freilebender Honigbienen-Population, die durch anthropogene Einflüsse in Europa fast ausgestorben sind, wäre aus Naturschutzgründen angebracht (Requier et al. 2019; siehe auch Kap. 3.3.). Die Honigbiene *A. mellifera* ist eine charismatische, einheimische Art. Es ist sicherlich wünschenswert, dieser Art ein freies Leben in ihrem natürlichen Habitat zu ermöglichen. Eine weitere Argumentationslinie ist, dass die Förderung freilebender Honigbienen gleichzeitig Argumente für die Erhaltung strukturell vielfältiger Waldökosysteme liefern würde, insbesondere im Hinblick auf das Vorhandensein grosser, alter Bäume, die einen Erhaltungswert für andere Organismen wie Vögel oder Insekten haben, im Sinne einer sogenannten Schirmart (engl.: *umbrella species*) (Roberge & Angelstam 2004). Freilebende Honigbienen haben auch in ihrem natürlichen Ökosystem einen Nutzen, denn die *A. mellifera* ist eine häufige Bestäuberin, wodurch sie einen entscheidenden Beitrag zu den Ökosystemleistungen der Bestäubung wilder Flora und somit zu deren Erhaltung leistet (Saunders et al. 2018; Hung et al. 2018). Im Gegensatz dazu ist die Rolle von

freilebenden Völkern bei der Bestäubung der Kulturen angesichts der hohen Dichten bewirtschafteter Völker wahrscheinlich vernachlässigbar.

Auch für die Imkerei wird argumentiert, dass freilebende Honigbienen unter dem Gesichtspunkt der Varroa-Resistenz oder -Toleranz interessant sind (Requier et al. 2019; Gfeller et al. 2019). Allerdings ist der Selektionsdruck in der freien Natur nicht der gleiche wie jener, dem bewirtschaftete Honigbienen ausgesetzt sind, und mögliche adaptive Eigenschaften von freilebenden Völkern sind eventuell bei bewirtschafteten Bienen nicht adaptiv oder erwünscht (Guichard et al. 2020). Eigenschaften wie z. B. häufiges Schwärmen und die Kleinheit der Völker – wie sie freilebende (Loftus et al. 2016) und unbehandelte Völker (Fries et al. 2006; Locke & Fries 2011) aufweisen – sind für die Imkerei nicht erwünscht. Nichtsdestotrotz können wir durch die natürlichen Anpassungen von freilebenden Honigbienen lernen, welche Eigenschaften wichtig sind, um diese dann gezielt in der bewirtschafteten Population zu züchten (Guichard et al. 2020).

Es gibt auch Argumente gegen eine erneute Etablierung wilder Honigbienen-Populationen, denn je nach Situation ist es möglich, dass Krankheiten übertragen werden oder dass es zu einem Genfluss zwischen freilebenden und bewirtschafteten Völkern kommt (siehe Kap. 3.5.), was sorgfältig geprüft werden muss. Für eine erneute Etablierung müssen ausserdem mögliche Auswirkungen auf wilde Bestäuber berücksichtigt werden (siehe Kap. 3.5.2.).

Grundsätzlich ist die erneute Etablierung einer Wildpopulation einer einheimischen Art, deren Bestand durch menschliche Aktivitäten dezimiert wurde, wünschenswert. Angesichts der Tatsache, dass der bewirtschaftete Honigbienenbestand heute grösser ist als die vermeintliche freilebende Population, dass Erstere in den Händen von 18 000 Imkerinnen und Imkern ist und durch Bienenprodukte und Bestäubungsdienstleistungen zur Wirtschaft beiträgt, sollten bei einer erneuten Etablierung und beim Schutz freilebender Honigbienenpopulationen die Anliegen aller Beteiligten berücksichtigt werden. Einige der möglichen Folgen des Auftretens freilebender Honigbienenpopulationen werden im Folgenden betrachtet (siehe Kap. 3.5.).

3.5. Welche Konsequenzen hätte das Vorkommen solcher wilden oder verwilderten Populationen für: 1. die langfristige Erhaltung der einheimischen *Apis mellifera mellifera* generell und in Schutzgebieten, insbesondere wenn diese Populationen einen bestimmten Introgression-Grad mit anderen Unterarten oder Rassen aufweisen; und 2. einheimische Populationen von Wildbienen und Hummeln, insbesondere im Hinblick auf den Wettbewerb um Nahrungsressourcen?

Um die Konsequenzen des Vorkommens von freilebenden Honigbienenenvölker zu eruieren, gilt es zu unterscheiden, ob es sich bei den freilebenden Völkern um erst kürzlich von Imkerinnen oder Imkern entflozene Schwärme handelt, oder ob sie länger überleben, sich durch Schwärme reproduzieren und schliesslich längerfristig selbsterhaltende Populationen bilden. Weiter ist zu unterscheiden, ob diese Völker von bewirtschafteten Populationen isoliert sind oder nicht und welche genetische Abstammung sie haben. Das Vorkommen solcher Völker kann Konsequenzen für bewirtschaftete Honigbienenenvölker allgemein (siehe Kap. 3.5.1.1.), für

die Populationen der *A. m. mellifera* in Schutzgebieten (siehe Kap. 3.5.1.2.) und für Wildbienen (siehe Kap. 3.5.2.) haben.

3.5.1.1. Auswirkungen auf die *A. m. mellifera* generell

Das Vorkommen freilebender Bienenstöcke in Gebieten, wo Honigbienenpopulationen bewirtschaftet werden, kann verschiedene Folgen haben. Die wichtigste Auswirkung, so wird oft argumentiert, ist die Möglichkeit der Krankheitsübertragung. Dieser Punkt trifft auf alle bewirtschafteten Bienenstöcke zu, unabhängig von ihrer genetischen Abstammung. Einer der zentralen Punkte für das Auftreten gewisser Krankheiten ist die Stöckdichte. Solange die Dichte freilebender Populationen niedrig ist, wie dies in verschiedenen Teilen Europas und Nordamerikas beobachtet wird (Seeley et al. 2015), sind Krankheiten natürlich unter Kontrolle, aber sie verschwinden nicht. Als Beispiele hierfür gelten etwa gewisse bakterielle Brutkrankheiten (Goodwin et al. 1994). Wenn die Dichte zunimmt, wie es in der modernen Bienenhaltung der Fall ist, nehmen auch die Krankheiten zu, was wichtige wirtschaftliche Folgen hat (Mittl 2016). Die Imkerei mit den teils sehr hohen Stöckdichten erhöht deshalb das Risiko der Krankheitsübertragungen zwischen Honigbienenstöcken. Dies ist der Grund, weshalb zur Kontrolle von Epizootien Strategien umgesetzt werden.

Honigbienenstöcke sind nicht nur durch Räuberei miteinander in Kontakt, wenn sie sich auf demselben Bienenstand befinden, sondern auch, wenn sie weiter entfernt sind und auf diese Weise Erreger austauschen können (Frey et al. 2011; Peck & Seeley 2019). Im Folgenden werden mögliche Krankheitsübertragungen erläutert, einmal am Beispiel von *Varroa*, dem wohl schädlichsten Parasiten der Honigbienen in Europa, und am Beispiel der Europäischen Faulbrut, einer in der Schweiz häufigen bakteriellen Brutkrankheit mit nicht zu vernachlässigenden finanziellen Folgen.

1) *Varroa*

Die *Varroa*-Reinvasion bezeichnet das Auftreten *Varroa*-Schübe, wenn Bienenstöcke in der Umgebung – mehrere hundert bis mind. 1 500 Meter entfernt – zusammenbrechen (Imdorf & Kilchenmann 1991; Frey et al. 2011; Nolan & Delaplane 2017; Peck & Seeley 2019). Es kann zu solchen Schüben kommen, wenn sich *varroa*-beladene Bienen verfliegen (Neumann, Moritz et al. 1999) oder wenn Bienen aus gesunden Bienenstöcken schlecht verteidigte, zusammenbrechende Stöcke ausbeuten um Honig zu stehlen, sogenannte Räuberei (Greatti et al. 1992; Peck & Seeley 2019). Räuberei wird bei den hohen Dichten bewirtschafteter Stöcke gefördert, kann aber wahrscheinlich auch in wilden Populationen vorkommen. Unbehandelte, freilebende Honigbienen könnten deshalb, wenn sie nicht isoliert und nicht resistent sind, eine Quelle der *Varroa*-Reinvasion für bewirtschaftete Stöcke darstellen und somit die *Varroa*-Bekämpfung erschweren (Frey et al. 2011). Dass *Varroa* auch durch verwilderte, freilebende Stöcke weiterverbreitet werden kann, wurde vermutet, als die Milbe Neuseeland eroberte (Iwasaki et al. 2015).

Wenn sich die freilebenden Stöcke allerdings selbst erhalten und somit fit sind, sollten sie in der Lage sein, einen Befall oder anderen Stress zu überleben, und es ist unwahrscheinlich, dass sie schwach und zur Zielscheibe von Räuberei werden.

In umgekehrter Richtung stellt die *Varroa*-Bekämpfung eine Gefahr für das langfristige Überleben freilebender Honigbienen dar, denn die Behandlung gegen *Varroa*-Milben könnte die natürliche Entwicklung der *Varroa*-Resistenz oder -Toleranz in bewirtschafteten Stöcken behindern (Neumann & Blacquièrre 2017); zudem überträgt der Genaustausch zwischen bewirtschafteten und freilebenden Stöcken wahrscheinlich anfällige Phänotypen auf freilebende Populationen, was damit das Risiko für deren lokale Ausrottung erhöht (Requier

et al. 2019). Dies zeigt die jüngste Entwicklung der Honigbienenpopulation aus dem Experiment auf der Insel Gotland. Seit ein paar Jahren steigt auf der Insel die Anzahl bewirtschafteter Völker, die vermutlich einen negativen Einfluss auf die Population aus dem Experiment haben. Um die Population zu retten und ihre Genetik nicht zu verlieren, werden seit Kurzem die Völker des Experimentes wieder gegen *Varroa* behandelt (Dietemann & Locke 2019).

Eine jährliche Behandlung gegen *Varroa* erhält ausserdem eine hohe Virulenz des Parasiten aufrecht, was für freilebende Bienenvölker einen zusätzlichen selektiven Druck und eine Bedrohung darstellt (Dynes et al. 2019; Eliash & Mikheyev 2020).

2) Europäische Faulbrut

Die Gefahr der Krankheitsübertragung kann auch bei bakteriellen Brutkrankheiten wie der Amerikanischen oder Europäischen Faulbrut bestehen. Diese sind gemäss der Schweizerischen Tierseuchenverordnung (SR 916.401) meldepflichtige Krankheiten und es gelten strikte Massnahmen, um ihre Ausbreitung einzudämmen: Völker mit klinischen Symptomen werden eliminiert und es werden Sperrzonen errichtet, innerhalb derer das Umstellen der Bienenvölker verboten ist. Die Europäische Faulbrut breitete sich in der Schweiz seit dem Jahr 2000 epidemieartig aus, mit höherer Prävalenz als im Ausland (Imdorf et al. 2005; BVET 2013; Grossar et al. 2020). In befallenen Gebieten kann es während mehrerer Jahre zu Ausbrüchen kommen, da die Dauerstadien des Erregers nur durch eine komplette Sanierung abgetötet werden können. Die Überwachung, Diagnostik und Sanierung ist für die Imkerschaft und die Kantone mit erheblichen Kosten verbunden (Imdorf et al. 2005; Grangier et al. 2012).

Freilebende Honigbienenvölker, insbesondere ihre Brut, können wegen der unbekanntenen und teils unzugänglichen Nester nicht regelmässig kontrolliert werden; sie könnten daher ein mögliches Reservoir für Brutkrankheiten bewirtschafteter Völker darstellen. Es gibt keine Studie, welche die Übertragung der Europäischen Faulbrut zwischen freilebenden und bewirtschafteten Völkern aufzeigt. Da es sich um einen sehr ansteckenden Erreger handelt und sich die Krankheit bei einer hohen Völkerdichte zwischen Bienenständen sehr wahrscheinlich auch ohne direkte Intervention der Imkerinnen und Imker leicht ausbreitet, ist die Gefahr nicht zu unterschätzen. Diese Thematik stellt eine entscheidende Forschungslücke dar.

Obwohl die Datengrundlage für die Übertragung von Krankheiten zwischen freilebenden und bewirtschafteten Völkern dürftig ist, können wir weitere Studien heranziehen, die im Allgemeinen die Gesundheit in freilebenden und bewirtschafteten Populationen vergleichen. Eine Forschungsarbeit aus England beschrieb eine höhere Last des Flügeldeformationsvirus (engl.: deformed wing virus, DWV) in freilebenden Völkern, was wahrscheinlich die fehlende *Varroa*-Behandlung widerspiegelt, allerdings waren die freilebenden Völker wahrscheinlich nicht selbsterhaltend (Thompson et al. 2014). Andere Pathogene (BQC-Virus, *Nosema apis*, *N. ceranae*) waren aber in freilebenden und in bewirtschafteten Völkern gleich prävalent. Eine bereits ältere Studie aus Neuseeland – aus der Zeit vor der Ankunft von *Varroa* – konnte keinen Unterschied zwischen selbsterhaltenden, freilebenden und bewirtschafteten Honigbienenpopulationen bezüglich des Vorkommens der Amerikanischer Faulbrut feststellen (Goodwin et al. 1994). Eine Studie aus Australien, wo *Varroa* noch nicht vorkommt, konnte keinen Unterschied bezüglich Infektionen mit *Nosema* spp. ausmachen (Manning et al. 2007). Weiter zeigte eine während zwanzig Jahren in den USA laufende Forschung einer verwilderten, selbsterhaltenden Honigbienenpopulation, dass Letztere im Gegensatz zu

bewirtschafteten Populationen nahezu frei war von *Nosema* spp. (Rangel et al. 2016*). Andere Studien konnten zeigen, dass freilebende Bienenpopulationen bezüglich verschiedener Indikatoren eine höhere Immunantwort erzielten als Bienen aus bewirtschafteten Völkern (Lowe et al. 2011; Vásquez et al. 2012; Youngsteadt et al. 2015).

Diese Studien dokumentierten, dass die Gesundheit sich selbst erhaltender, freilebender Populationen im Allgemeinen gut ist, jedenfalls aber nicht schlechter als jene von bewirtschafteten Völkern. Dies lässt darauf schliessen, dass das Potenzial für Krankheitsübertragungen eher als gering einzustufen ist*, obwohl gelegentliche Kontaminationsereignisse nicht ausgeschlossen werden können, wenn die Populationen nicht isoliert sind. Allerdings können die Schlussfolgerungen aus diesen Studien nicht direkt übertragen werden auf die Situation in der Schweiz, insbesondere in Anbetracht der hohen Dichten bewirtschafteter Völker und der regionalen epidemischen Verbreitung der Europäischen Faulbrut.

Das Vorhandensein freilebender Honigbienen, die einer natürlichen Selektion unterliegen, könnte eine weitere Auswirkung zeigen: Es könnten sich adaptive Eigenschaften auf bewirtschaftete Populationen übertragen, was einen positiven Effekt auf deren Resistenz und Widerstandsfähigkeit hätte (Requier et al. 2019). Dieser Aspekt ist aber wegen der unterschiedlichen selektiven Drücke als eher unbedeutend einzustufen (siehe Kap. 3.4.2.). Umgekehrt stellt sich die Frage, ob eine freilebende Population überhaupt neben bewirtschafteten Völkern persistieren könnte, da Letztere durch den ständigen Genfluss die adaptiven Eigenschaften freilebender Populationen verdünnen könnten. Ein Überleben trotz Genfluss wäre nur möglich, wenn die Eigenschaften, die dieses ermöglichen, nicht genetisch bedingt wären (siehe Kap. 3.2.).

Wenn freilebende Populationen selbsterhaltend und fit sind und in geringen Dichten vorkommen, geht von ihnen wahrscheinlich allgemein eine geringe Gefahr von Krankheitsübertragung auf bewirtschaftete Völker aus. Es ist nicht bekannt, ob die freilebenden Völker in der Schweiz selbsterhaltend sind. Allerdings ist die Gefahr im Falle von bakteriellen Brutkrankheiten lokal nicht zu unterschätzen, insbesondere für die Europäische Faulbrut im Kontext der hohen Völkerdichten bewirtschafteter Honigbienen und der regional epidemischen Situation in der Schweiz. Obwohl Vergleiche des Gesundheitsstatus zwischen bewirtschafteten und freilebenden Völkern existieren, wurde die Richtung und Intensität der Krankheitsübertragung nicht empirisch evaluiert. Diese Parameter sollten aber berücksichtigt werden, um die Gesundheit beider Populationen – bewirtschafteter und freilebender – zu gewährleisten.

3.5.1.2. Auswirkungen auf Schutzgebiete der *A. m. mellifera*

In Schutzgebieten der *A. m. mellifera* gilt es, neben den möglichen Gefahren durch Krankheitsübertragung auch noch das Risiko einer Hybridisierung abzuwägen. Freilebende Völker in der Schweiz gehören angesichts der genetischen Landschaft der bewirtschafteten Honigbienen wahrscheinlich grösstenteils nicht der Abstammung *A. m. mellifera* an (siehe Kap. 3.2.). Nahe der Schutzgebiete der *A. m. mellifera* können diese freilebenden Völker mittels Drohnen ihre Gene weitergeben, sofern die Drohnen sich erfolgreich mit Königinnen der Schutzgebiete paaren. Sie haben somit das Potenzial, bewirtschaftete Völker genetisch zu beeinflussen. Dies wirkt sich negativ auf den Erhalt der Unterart und auf die Bemühungen

*Ergänzt im Anhang A.

der Bienenzüchterinnen und -züchter aus, die sich für die Erhaltung der *A. m. mellifera* einsetzen.

Eine Hybridisierungsgefahr könnte nicht nur in Schutzgebieten, sondern auch auf Belegstationen bestehen, wo die Paarungskontrolle entscheidend ist. Für die Begattung gezüchteter Königinnen werden auf einer Belegstation starke Völker eingesetzt, sogenannte «Drohnenproduziervölker». Obwohl diese Völker viele Drohnen mitbringen und so die Belegstation mit ihrer Genetik theoretisch «sättigen», zeigten Studien, dass Belegstationen nicht immer ganz sicher sind (Neumann, Van Praagh et al. 1999; Soland-Reckeweg et al. 2009). Dies bedeutet, dass die Paarung nicht ganz kontrolliert werden kann und dass auch andere, eingeflogene Drohnen zum Zuge kommen. Ein Volk produziert typischerweise mehrere Hundert bis Tausende von Drohnen (Seeley 2002). Befänden sich freilebende Völker mit einer nicht einheimischen Abstammung in der Nähe von Belegstationen, wäre es daher möglich, dass diese einen Einfluss auf die Zucht einheimischer Honigbienen haben könnten. Diese potenzielle Hybridisierungsgefahr gilt nicht nur für Schutzgebiete und Belegstationen der *A. m. mellifera*, sondern auch für den Erhalt und die Zuchtbemühungen anderer Rassen. Weiter hätte das auch zur Folge, dass die Herkunft eines Teils der angepaarten Drohnen nicht bekannt wäre, was die Pedigrees und die Zuchtarbeit erschwerte. Wie gross dieses Risiko ist, hängt auch von der Situation der Belegstation ab. Auf einer topografisch gut abgeschirmten A-Belegstation in Höhenlagen, die für freilebende Honigbienen kein geeignetes Habitat bietet, wäre die Hybridisierungsgefahr eher klein.

Das Vorkommen von freilebenden Völkern – die eine vermutete genetische Abstammung «Swiss-Mix» aufweisen – kann Auswirkungen auf die Erhaltung der *A. m. mellifera* in Schutzgebieten haben, und es kann ganz allgemein die Zucht auf Belegstationen erschweren.

3.5.2. Auswirkungen freilebender Honigbienen auf Wildbienen

Es gibt zahlreiche Studien, welche die Auswirkungen von bewirtschafteten *A. mellifera* auf solitäre Wildbienen und Hummeln untersuchten. In einer systematischen Review wurden diese kürzlich zusammengefasst (Mallinger et al. 2017): Bezüglich der Ressourcen-Konkurrenz berichtete eine knappe Mehrheit der überprüften Studien (53 %) über negative Auswirkungen, die bewirtschaftete Honigbienenvölker auf Wildbienen haben, während 28 % keine Auswirkungen und 19 % gemischte Auswirkungen feststellten (wobei Letztere je nach untersuchter Bienenart oder anderen Variablen variierten). So fanden Mallinger et al. (2017) generell Beweise für das Vorhandensein von Konkurrenz zwischen bewirtschafteten Bienen und Wildbienen, aber wenige Hinweise darauf, dass dies zu einem Rückgang der Wildbienenpopulation führen konnte. Denn viele Forschungen verwiesen auf indirekte Konkurrenz, sowie beispielsweise Besuchsraten verschiedener Blüten. Die negativen Auswirkungen auf Wildbienen und andere Bestäuber durch Ressourcenkonkurrenz sind vor allem bei hohen Dichten bewirtschafteter Honigbienenvölker problematisch (Cane & Tepedino 2017; Geldmann & González-Varo 2018; Henry & Rodet 2018). Freilebende Honigbienenvölker sind in geringeren Dichten anzutreffen. Sie sind einiges kleiner als die von Imkerinnen und Imkern in grossen Beuten gehaltene Völker (Neumann & Blacquièrre 2017; Seeley 2019) und verbrauchen somit weniger Ressourcen, vor allem weil der Honig nicht geerntet wird. Dazu kommt, dass das natürliche Habitat der *A. mellifera* Wälder sind (Crane 1999; Donkersley 2019), während bedrohte Wildbienen in der Schweiz hauptsächlich Arten der offenen Landschaft sind, wo wahrscheinlich die Nahrungskonkurrenz durch

bewirtschaftete Honigbienen überwiegt und die Auswirkungen vereinzelter, freilebender Honigbienen vernachlässigbar sind.

Nebst der Konkurrenz ist die Übertragung von Krankheitserregern eine wichtige Auswirkung, die es zu berücksichtigen gilt. Die meisten (70 %) der in der Review von Mallinger et al. (2017) untersuchten Studien zur Übertragung von Krankheitserregern berichteten über mögliche negative Auswirkungen, ausgehend von bewirtschafteten Bienen auf Wildbienen; die meisten Forschungen dokumentierten jedoch das Potenzial möglicher negativer Effekte, ohne die direkten Auswirkungen auf die Fitness der Wildbienen zu messen (Mallinger et al. 2017). Beispielsweise wurden RNA-Viren und andere Erreger in wilden Hummelarten nachgewiesen, die auch in bewirtschafteten Honigbienen vorzufinden sind (Fürst et al. 2014). Generell gibt es eine hohe Wahrscheinlichkeit, dass zwischen Wildbienen und bewirtschafteten Honigbienen Erreger ausgetauscht werden, aber die direkten Auswirkungen auf die Fitness sollten gemessen werden (Goulson et al. 2015; Tehel et al. 2020). In ihrem natürlichen Lebensraum unter natürlichen Dichten werden wahrscheinlich auch einheimische Krankheitserreger zwischen wilden selbsterhaltenden Honigbienenpopulationen und anderen Wildbienen natürlicherweise in beide Richtungen übertragen. Da die *A. mellifera* ein natürlicher Bestandteil der Fauna Europas ist (Saunders et al. 2018; Kleijn et al. 2018), würde das aber die natürliche Situation zwischen den Arten widerspiegeln. Zu den Auswirkungen, die freilebende Honigbienen auf Wildbienen in Siedlungsgebieten haben, kann keine Aussage gemacht werden, da diese Gebiete nicht ihrer natürlichen Umwelt entsprechen.

Inwiefern sich Auswirkungen, die bewirtschaftete Honigbienen auf wilde Bestäuber haben, auf wilde Honigbienenpopulationen übertragen lassen, ist nicht klar. Es ist aber anzunehmen, dass die Auswirkungen freilebender, selbsterhaltender Honigbienenpopulationen auf Wildbienen unter Berücksichtigung ihrer geringen Dichte und der Tatsache, dass die *A. mellifera* in der Schweiz eine einheimische Wildtierart ist, natürlich wären.

4. Anmerkungen für Entscheidungsträger

Bei der Erstellung dieses Berichts sind entscheidende weiterführende Punkte aufgetaucht, die über die gestellten Fragen hinausgehen. Wir möchten hier wichtige Überlegungen für die Erhaltung von Honigbienen im Allgemeinen erwähnen.

4.1. Anerkennung Art vs. Unterart in freilebenden Honigbienenpopulationen

Es hat sich gezeigt, dass die Anerkennung verschiedener Unterarten oder Abstammungslinien als Schutzeinheit im Hinblick auf den Status der freilebenden Honigbienen praktische und rechtliche Schwierigkeiten mit sich bringt. Die *A. m. mellifera* war in der Schweiz das einzige ursprüngliche einheimische Honigbienen-Taxon nördlich der Alpen, bevor durch die Imkerei andere Unterarten eingeführt wurden. Im Idealfall sollten die freilebenden Populationen in der Schweiz nördlich der Alpen alle zur *A. m. mellifera* gehören. Diese ideale, ursprüngliche Situation ist nicht mehr gegeben, weil die bewirtschafteten Honigbienen genetisch unterschiedlicher Abstammung sind. Die Anerkennung von infraspezifischen, taxonomischen Einheiten erfordert deshalb die Identifizierung der Unterarten oder Abstammungslinien der zu schützenden Völker. Dies geschieht entweder mithilfe morphometrischer oder genetischer Daten und ist in der Praxis schwierig. Zudem müsste eine Introgressionsschwelle festgelegt werden: Darunter würden Populationen nicht mehr als *A. m. mellifera* betrachtet werden. Diese

Schwelle könnte dieselbe sein, die auch für die Förderung von bewirtschafteten Honigbienen angesetzt wird, sie würde also bei 90 % liegen. Wenn nur die *A. m. mellifera* als einheimisch betrachtet wird (zumindest nördlich der Alpen), würden die anderen Abstammungslinien notwendigerweise als allochthon angesehen; folglich werden sich die Erhaltungsbemühungen zur Förderung freilebender Honigbienenpopulationen auf die Populationen der *A. m. mellifera* beschränken. Allgemeiner gesagt, würde der Status freilebender Honigbienenvölker anderer Abstammung umstritten, was dafür sprechen würde, dass diese Populationen als einheimisch auf Artniveau anerkannt würden.

Schliesslich gelten die meisten Argumente, die zur Förderung freilebender, selbsterhaltender Honigbienenpopulationen angeführt werden (siehe Kap. 3.4.2.) – beispielsweise die Förderung strukturell vielfältiger Wälder mit alten, Hohlraum tragenden Bäumen – für alle in der Schweiz schon vorkommenden Honigbienenunterarten. Gleichermassen sind mögliche negative Auswirkungen von freilebenden Honigbienen auf bewirtschaftete Bienen unabhängig von ihrer genetischen Abstammung denkbar.

Aus diesen Gründen erscheint es notwendig, verschiedene Alternativen für den Schutz freilebender Honigbienenpopulationen zu evaluieren. Ein möglicher Ansatz wäre, die Unterscheidung zwischen den Unterarten aufzugeben, aber dennoch die Wichtigkeit zu betonen, lokale Honigbienenunterarten wann immer möglich zu fördern und die existierenden Schutzgebiete der *A. m. mellifera* von anderen Abstammungslinien freizuhalten. Die Bewertung dieses Ansatzes geht jedoch über die Ziele des vorliegenden Berichts hinaus.

4.2. Die Honigbiene als Nutz- und Wildtier

Seit Jahrtausenden koexistieren die von Imkerinnen und Imkern gehaltenen Honigbienen mit den in verschiedenen Gebieten natürlich vorkommenden wildlebenden Bienenvölkern. Obwohl in der Imkerei vor allem in den letzten 100 Jahren Selektionsaktivitäten durchgeführt wurden, garantierte die Paarungsbiologie stets eine umfangreiche genetische Interaktion zwischen wilden und bewirtschafteten Honigbienen. Da es in den meisten Teilen Europas wenige bis keine freilebenden Völker mehr gibt, wird in heutigen Debatten über die Erhaltung freilebender Honigbienen dazu tendiert, freilebende Populationen von bewirtschafteten Populationen zu unterscheiden. Honigbienen werden nicht innerhalb eines eingezäunten und abgegrenzten Gebietes gehalten. Deshalb kann der Schutz freilebender Völker, in den meisten Fällen nicht getrennt vom Schutz der bewirtschafteten Population betrachtet werden, von denen die meisten heutige freilebenden Völker wahrscheinlich abstammen. Dementsprechend kann die Honigbiene sowohl als Wildtier (freilebend) als auch als Nutztier (bewirtschaftet) betrachtet werden. In der Schweiz sind bewirtschaftete und mögliche freilebende Populationen durch Genfluss sehr wahrscheinlich miteinander verbunden und gehören dem gleichen Genpool an. Für den Schutz der Erstgenannten müssen daher die Imkerinnen und Imker berücksichtigt werden, damit deren Interessen gewährleistet sind.

4.3 Ganzheitlicher Ansatz für rechtliche Aspekte

Honigbienen stellen eine Herausforderung für die Gesetzgebung und die Politikgestaltung dar, weil sie durch verschiedene Gesetze – etwa der Tiergesundheit, dem Tierschutz oder dem Naturschutz – reguliert werden können, obwohl sie in keine von ihnen gut passen (Outhwaite 2017). In der Tat ist es nicht möglich, sie strikt den wilden oder domestizierten Tieren zuzuordnen, da sie zwar ohne Pflege durch die Imkerei in der Wildnis leben können, diese Wildpopulationen jedoch selten zu sein scheinen und die Mehrheit der Bienenvölker von Imkerinnen und Imkern gehalten werden und von der Zucht betroffen sind.

Hinzu kommt, dass Regelungen manchmal widersprüchlich sind. Das zeigt zum Beispiel die Tierzuchtstrategie 2030 des BLW (BLW 2018), das allochthone Honigbienenrassen als tiergenetische Ressourcen nach 50 Jahren imkerlicher Verwendung als «einheimisch» bezeichnet. Gemäss in Europa geltenden Regelungen sind hingegen nur ursprüngliche Unterarten und Ökotypen zu schützen (Pollinis 2017). Ein weiteres Beispiel für widersprüchliche Gesetze rund um die Bienenzucht findet sich in Dänemark. Hier ging es darum, zwischen Naturschutz und dem Recht auf Handel abzuwägen: Die dänische Insel Læsø wurde zum Schutzgebiet der einheimischen *A. m. mellifera* erklärt, worauf es zu Kontroversen kam, da nicht alle Imkerinnen und Imker diese Unterart halten oder züchten wollten, sondern die *A. m. ligustica*. Es folgten während zehn Jahren Gerichtsverhandlungen; der Fall wurde bis an den Gerichtshof der Europäischen Union gezogen. Die dänische Regierung wurde durch das Berufungsverfahren und das Urteil darin bestärkt, die Unterart *A. m. mellifera* auf Læsø zu schützen und die Bienenzucht mit anderen Unterarten zu verbieten (De La Rúa et al. 2009). Mit solchen wird aber, trotz Urteil, bis heute auf der Insel geimkert und ein auf eine temporäre geografische Isolierung basierendes Schutzsystem ist implementiert.

Für eine ganzheitliche Betrachtung der rechtlichen Aspekte betreffend Honigbiene (sowie anderer Spezialfälle) braucht es eine Anpassung des rechtlichen Rahmens, welcher der Verflechtung zwischen bewirtschafteten, verwilderten und wildlebenden Populationen gerecht wird (Outhwaite 2017). Darüber hinaus sollten Gesetze die gesamte Gesellschaft berücksichtigen, also auch das Recht auf Handel mit Bienen. Um den Status und die Förderung von freilebenden Populationen der Honigbiene abzuwägen, ist es daher wichtig, die Imkerinnen und Imker miteinzubeziehen.

Das Vorkommen freilebender, selbsterhaltender Honigbienenpopulationen ist aus verschiedenen Gründen wünschenswert (siehe Kap. 3.3.). Um mögliche Auswirkungen auf bewirtschaftete Völker (siehe Kap. 3.5.1.) zu minimieren, wäre eine geografische Trennung beider Populationen ideal. Ein genügend grosses und von bewirtschafteten Völkern isoliertes Gebiet für eine freilebende Honigbienenpopulation ist allerdings in Anbetracht der Waldlandschaft (siehe Abb. 9) und der Dichte der bewirtschafteten Bienenstände (siehe Abb. 8) in der Schweiz schwierig oder gar nicht zu finden. Es wäre möglich, dass derzeit sich selbst erhaltende Populationen bestehen, sich entwickeln oder gefördert werden – sofern sie nicht isoliert sind –, doch sollten die Interessen und Anliegen aller Beteiligten, insbesondere der Imkerschaft, berücksichtigt werden.

5. Forschungslücken

In diesem Bericht mussten wir uns auf im Ausland durchgeführte Studien stützen und Annahmen aus Forschungsberichten ziehen, die nur indirekte Hinweise zur Beantwortung der Fragen lieferten. Um fundierte Entscheidungen bezüglich der Erhaltung der Honigbienenart bzw. der Honigbienenunterarten und der freilebenden Populationen treffen zu können, sollten folgende wichtige Wissenslücken geschlossen werden:

- Es bräuchte einem mehrjährigen genetischen Monitoring um die Grösse der freilebenden Honigbienenpopulation in der Schweiz zu bestimmen und zu ermitteln, ob diese sich selbst erhalten kann.
- Das Gefahrenpotenzial, das von Krankheitsübertragungen ausgeht, sollte evaluiert werden, um festzustellen, ob freilebende Populationen ein potenzielles Risiko für die

bewirtschafteten Völker darstellen, oder ob ihre Selbsterhaltung durch die hohe Prävalenz von Krankheiten in der bewirtschafteten Population gefährdet wäre.

- Es sollten Faktoren identifiziert werden, die zur Selbsterhaltung freilebender Populationen führen. Der Nist- und Ressourcenbedarf solcher Populationen sollte in Anbetracht der Tragfähigkeit der Umgebung eruiert werden. Die Resistenz oder Toleranz gegenüber Krankheiten und der Grad der Isolation möglicher freilebenden Populationen sollten gemessen werden. Schliesslich sollten auch messbare Kriterien zur Definition einer sich selbsterhaltenden Honigbienenpopulation festgelegt werden.
- Die Paarungsflugdistanz in der natürlichen Waldumgebung ist unbekannt und könnte sich von derjenigen in einer gestörten Landschaft unterscheiden. Sie zu kennen, wäre jedoch wichtig, um Schutzgebiete in bewaldeten Gebieten zu gestalten, in denen zwischen freilebenden und bewirtschafteten Populationen ein reduzierter Genfluss besteht.

6. Dank

Wir danken dem BAFU für die die Initiative zur Erstellung und Finanzierung dieses Berichtes. Wertvolle Beiträge und konstruktive Kommentare der folgenden Experten und Repräsentanten der beteiligten Institutionen ergänzten den vorliegenden Bericht:

Expertengremium:

Charrière Jean-Daniel, Zentrum für Bienenforschung, Agroscope
 Müller Andreas, Natur Umwelt Wissen
 Neumann Peter, Institut für Bienengesundheit, Universität Bern
 Paxton Robert, Institut für Biologie, Universität Halle (DE)
 Rosenkranz Peter, Apicultural State Institute, Universität Hohenheim (DE)
 De la Rúa Pilar, Fac. de Veterinaria, Universidad de Murcia (ES)

Repräsentanten der betroffenen Institutionen:

Götti Mathias, ApiSuisse und BienenSchweiz
 Kempter Linus, mellifera.ch
 Saucy Francis, Société Romande d'Apiculture
 Wermelinger André, FREETHEBES

Ausserdem möchten wir Dr. Louis Sutter für die Moderation des Workshops und Dr. Alexis Beaurepaire für die Beratung im Bereich der populationsgenetischen Studien, sowie Andrea Weibel für die sorgfältige Korrektur des Textes danken.

7. Referenzen

- Adam B. (1968). *In search of the best strains of bees, and the results of the evaluations of the crosses and races*. Walmar Verlag.
- Amiri E. et al. (2020). Egg-size plasticity in *Apis mellifera*: honey bee queens alter egg size in response to both genetic and environmental factors. *J. Evol. Biol.*, 33:534–543.
- Arias M. C., Sheppard W. S. (1996). Molecular phylogenetics of honey bee subspecies (*Apis mellifera* L.) inferred from mitochondrial DNA sequence. *Mol. Phylogenet. Evol.*, 5:557–566.
- BFS (2019). *Forstwirtschaft der Schweiz – Taschenstatistik 2019*. Bundesamt für Statistik (BFS).
- BFS (2004). *Waldmischungsgrad, Auflösung 25m: Geodaten*. Bundesamt für Statistik (BFS).
- Bienefeld K. (2016). Breeding success or genetic diversity in honey bees? *Bee World*, 93:40–44.

- Biesmeijer J. C. et al. (2006). Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science*, 313:351–354.
- BLW (2018). Strategie Tierzucht 2030. Bundesamt für Landwirtschaft (BLW).
<https://www.blw.admin.ch/blw/de/home/services/medienmitteilungen.msg-id-70881.html>
- Bouga M. et al. (2011). A review of methods for discrimination of honey bee populations as applied to European beekeeping. *J. Apic. Res.*, 50:51–84.
- Browne K., Hassett J. et al. 2020. Investigation of free-living honey bee colonies in Ireland. *J. Apic Res.*, 1–12.
- Büchler R. et al. (2014). The influence of genetic origin and its interaction with environmental effects on the survival of *Apis mellifera* L. colonies in Europe. *J. Apic. Res.*, 53:205–214.
- BVET (2013). Bienenseuchen – Mitteilung des BVET. Schweiz. Bienenztg.
- Cane J. H., Tepedino V. J. (2017). Gauging the effect of honey bee pollen collection on native bee communities. *Conserv. Lett.*, 10:205–210.
- Cardoso P. et al. (2020). Scientists' warning to humanity on insect extinctions. *Biol. Conserv.*, 242:108426.
- Carreck N. L. (2008). Are honey bees (*Apis mellifera* L.) native to the British Isles? *J. Apic. Res.*, 47:318–322.
- Chan W. Y., Hoffmann A. A., van Oppen M. J. (2019). Hybridization as a conservation management tool. *Conserv. Lett.*, 12:e12652.
- Charrière J.-D., Frese S., Herren P. (2018). Bienenhaltung in der Schweiz. *Agroscope Transfer*, 250:1–24.
- Costa C., Lodesani M., Bienefeld K. (2012). Differences in colony phenotypes across different origins and locations: evidence for genotype by environment interactions in the Italian honeybee (*Apis mellifera ligustica*)? *Apidologie*, 43:634–642.
- Crane E. (1999). *The world history of beekeeping and honey hunting*. Routledge.
- Cridland J. M., Tsutsui N. D., Ramírez S. R. (2017). The complex demographic history and evolutionary origin of the western honey bee, *Apis mellifera*. *Genome Biol. Evol.*, 9:457–472.
- De La Rúa P., Jaffé R., Dall'olio R., Muñoz I., Serrano J. (2009). Biodiversity, conservation and current threats to European honeybees. *Apidologie*, 40:263–284.
- Diemann V., Locke B. (2019). Das Gotland-Projekt aus wissenschaftlicher Sicht. *Schweizerische Bienenzeitung*, 12: 29.
- Diemann V., Pirk C. W. W., Crewe R. (2009). Is there a need for conservation of honeybees in Africa? *Apidologie*, 40:285–295.
- Dogantzis K. A., Zayed A. (2019). Recent advances in population and quantitative genomics of honey bees. *Curr. Opin. Insect Sci.*, 31:93–98.
- Donkersley P. (2019). Trees for bees. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 270:79–83.
- Duncan E. J., Leask M. P., Dearden P. K. (2020). Genome architecture facilitates phenotypic plasticity in the honeybee (*Apis mellifera*). *Mol. Biol. Evol.*
- Dynes T. L., Berry J. A., Delaplane K. S., de Roode J. C., Brosi B. J. (2019). Assessing virulence of *Varroa destructor* mites from different honey bee management regimes. *Apidologie*, 1–14.
- Eliash N., Mikheyev A. (2020). *Varroa* mite evolution: a neglected aspect of worldwide bee collapses? *Curr. Opin. Insect Sci.*, 39:21–26.
- Estoup A., Solignac M., Cornuet J.-M. (1994). Precise assessment of the number of patrilineages and of genetic relatedness in honeybee colonies. In: Proceedings of the Royal Society of London B: *Biological Sciences*, Vol. 258 pp. 1–7.
- Fontana P. et al. (2018). Appeal for biodiversity protection of native honey bee subspecies of *Apis mellifera* in Italy (San Michele all'Adige declaration). *Bull. Insectology*, 71:257–271
- Franck P., Garnery L., Solignac M., Cornuet J. M. (1998). The origin of west European subspecies of honeybees (*Apis mellifera*): New insights from microsatellite and mitochondrial data. *Evolution*, 52:1119–1134.
- Frey E., Schnell H., Rosenkranz P. (2011). Invasion of *Varroa destructor* mites into mite-free honey bee colonies under the controlled conditions of a military training area. *J. Apic. Res.*, 50:138–144.

- Fries I., Imdorf A., Rosenkranz P. (2006). Survival of mite infested (*Varroa destructor*) honey bee (*Apis mellifera*) colonies in a Nordic climate. *Apidologie*, 37:564–570.
- Fürst M. A., McMahon D. P., Osborne J. L., Paxton R. J., Brown M. J. F. (2014). Disease associations between honeybees and bumblebees as a threat to wild pollinators. *Nature*, 506:364–366.
- Geldmann J., González-Varo J. P. (2018). Conserving honey bees does not help wildlife. *Science*, 359:392–393.
- Gfeller T., Bandi I., Ritter R., Diemann V. (2019). Eine Bienenhaltung wie in Zeiten vor Varroa. *Schweizerische Bienenzeitung*, 11/12: 43–50.
- Ginzler C., Brändli U. B., Hägeli M. (2011). Waldflächenentwicklung der letzten 120 Jahre in der Schweiz. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 162:337–343.
- Goodwin R. M., Houten A. T., Perry J. H. (1994). Incidence of American foulbrood infections in feral honey bee colonies in New Zealand. *N. Z. J. Zool.*, 21:285–287.
- Goulson D., Nicholls E., Botías C., Rotheray E. L. (2015). Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science*, 347:1255957.
- Grangier V. et al. (2012). Früherkennung der Sauerbrut durch Real Time PCR. *Schweizerische Bienenzeitung*, 01/12:28–29.
- Greatti M., Milani N., Nazzi F. (1992). Reinfestation of an acaricide-treated apiary by *Varroa jacobsoni*. *Oud. Exp. Appl. Acarol.*, 16:279–286.
- Grossar D. et al. (2020). Putative determinants of virulence in *Melissococcus plutonius*, the bacterial agent causing European foulbrood in honey bees. *Virulence*, 11:554–567.
- Guichard M., Diemann V., Neuditschko M., Dainat B. (2020). Advances and perspectives in selecting resistance traits against the parasitic mite *Varroa destructor* in honey bees. *Genet. Sel. Evol.* 52:71.
- Henriques D. et al. (2018). Whole genome SNP-associated signatures of local adaptation in honeybees of the Iberian Peninsula. *Sci. Rep.*, 8:1–14.
- Henry M., Rodet G. (2018). Controlling the impact of the managed honeybee on wild bees in protected areas. *Sci. Rep.*, 8:1–10.
- Hewitt G. M. (1999). Post-glacial re-colonization of European biota. *Biol. J. Linn. Soc.*, 68:87–112.
- Hülsmann M., von Wehrden H., Klein A.-M., Leonhardt S. D. (2015). Plant diversity and composition compensate for negative effects of urbanization on foraging bumble bees. *Apidologie*, 46:760–770.
- 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. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.*, 285:20172140.
- Ilyasov R. A., Kosarev M. N., Neal A. & Yumaguzhin F. G. (2015) Burzyan Wild-Hive Honeybee *A. m. mellifera* in South Ural. *Bee World*, 92:7–11.
- Imdorf A. et al. (2005). *Sauerbrut – eine heimtückische Brutkrankheit!*
<https://www.agroscope.admin.ch/agroscope/de/home/themen/nutztiere/bienen/bienenkrankheiten/sauerbrut.html>
- Imdorf A., Kilchenmann V. (1991). Varroainvasion – eine Überraschung für den Imker. *Schweizerische Bienenzeitung*, 10:569–572.
- Iwasaki J. M., Barratt B. I., Lord J. M., Mercer A. R., Dickinson K. J. (2015). The New Zealand experience of varroa invasion highlights research opportunities for Australia. *Ambio*, 44:694–704.
- Jaffé R. et al. (2010). Estimating the density of honeybee colonies across their natural range to fill the gap in pollinator decline censuses. *Conserv. Biol.*, 24:583–593.
- Jensen A. B., Palmer K. A., Chaline N. et al. (2005). Quantifying honey bee mating range and isolation in semi-isolated valleys by DNA microsatellite paternity analysis. *Conserv. Genet.*, 6:527–537.
- Jensen A. B., Palmer K. A., Boomsma J. J., Pedersen B. V. (2005). Varying degrees of *Apis mellifera ligustica* introgression in protected populations of the black honeybee, *Apis mellifera mellifera*, in northwest Europe. *Mol. Ecol.*, 14:93–106.
- Johnson R. M. (2015). Honey bee toxicology. *Annu. Rev. Entomol.*, 60:415–434.

- Kast C., Kilchenmann V., Droz B. (2020). Distribution of coumaphos in beeswax after treatment of honeybee colonies with CheckMite® against the parasitical mite *Varroa destructor*. *Apidologie*, 51:112–122.
- Kleijn D. et al. (2018). Bee conservation: inclusive solutions. *Science*, 360:389–390.
- Kohl P. L., Rutschmann B. (2018). The neglected bee trees: European beech forests as a home for feral honey bee colonies. *PeerJ.*, 6:4602.
- Kraus B., Page Jr. R. E. (1995). Effect of *Varroa jacobsoni* (Mesostigmata: Varroidae) on feral *Apis mellifera* (Hymenoptera: Apidae) in California. *Environ. Entomol.*, 24:1473–1480.
- Laidlaw H. H., Page R. E. (1997). *Queen Rearing and Bee Breeding*. Wicwas Press.
- Leclercq G., Gengler N., Francis F. (2018). How human reshaped diversity in honey bees (*Apis mellifera* L.): a review. *Entomol. Faun.-Faun. Entomol.*, 71:1–13.
- Lindauer M. (1955). Schwarmbienen auf Wohnungssuche. *Zeitschr. vergl. Physiol*, 37:263–324.
- Locke B. (2016). Natural *Varroa* mite-surviving *Apis mellifera* honeybee populations. *Apidologie*, 47:467–482.
- Locke B., Fries I. (2011). Characteristics of honey bee colonies (*Apis mellifera*) in Sweden surviving *Varroa destructor* infestation. *Apidologie*, 42:533–542.
- Loftus J. C., Smith M. L., Seeley T. D. (2016). How Honey Bee Colonies Survive in the Wild: Testing the Importance of Small Nests and Frequent Swarming. *PLoS One*, 11:e0150362.
- Lowe E. C., Simmons L. W., Baer B. (2011). Worker heterozygosity and immune response in feral and managed honeybees (*Apis mellifera*). *Aust. J. Zool.*, 59:73–78.
- 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.
- Manning R., Lancaster K., Rutkay A., Eaton L. (2007). Survey of feral honey bee (*Apis mellifera*) colonies for *Nosema apis* in Western Australia. *Aust. J. Exp. Agric.*, 47:883–886.
- Mattila H. R., Seeley T. D. (2007). Genetic diversity in honey bee colonies enhances productivity and fitness. *Science*, 317:362–364.
- McMahon D. P. et al. (2016). Elevated virulence of an emerging viral genotype as a driver of honeybee loss. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.*, 283:20160811.
- Meixner M. D., Kryger P., Costa C. (2015). Effects of genotype, environment, and their interactions on honey bee health in Europe. *Curr. Opin. Insect Sci.*, 10:177–184.
- Mikheyev A. S., Tin M. M., Arora J., Seeley T. D. (2015). Museum samples reveal rapid evolution by wild honey bees exposed to a novel parasite. *Nat. Commun*, 6:1–8.
- Mitchell D. (2016). Ratios of colony mass to thermal conductance of tree and man-made nest enclosures of *Apis mellifera*: implications for survival, clustering, humidity regulation and *Varroa destructor*. *Int. J. Biometeorol.*, 60:629–638.
- Mittl S. (2016). Wild lebende und gemanagte Honigbienen und die Amerikanische Faulbrut (AFB) – heute und damals. https://bienen-dialoge.de/wp-content/uploads/Sigrun-Mittl_Wild-lebende-und-gemanagte-Honigbienen-und-die-Amerikanische-Faulbrut-AFB-%E2%80%93-heute-und-damals_Dezember2016_2korrigierteFassung.pdf
- Monroe B. L. (1982). A modern concept of the subspecies. *The Auk*, 99:608–609.
- Moritz R. F., Härtel S., Neumann P. (2005). Global invasions of the western honeybee (*Apis mellifera*) and the consequences for biodiversity. *Ecoscience*, 12:289–301.
- Mullin C. A., Frazier M., Frazier J. L., Ashcraft S., Simonds R. (2010). High levels of miticides and agrochemicals in North American apiaries: implications for honey bee health. *PLoS One*, 5.
- Mutinelli F. et al. (2014). Detection of *Aethina tumida* Murray (Coleoptera: Nitidulidae.) in Italy: outbreaks and early reaction measures. *J. Apic. Res.*, 53:569–575.
- Nelson R. M., Wallberg A., Simões Z. L. P., Lawson D. J., Webster M. T. (2017). Genome-wide analysis of admixture and adaptation in the Africanized honeybee. *Mol. Ecol.*, 26(14), 3603–3617.
- Neumann P., Blacquière T. (2017). The Darwin cure for apiculture? Natural selection and managed honeybee health. *Evol. Appl.*, 10:226–230.
- Neumann P., Carreck N. L. (2010). Honey bee colony losses. *J. Apic. Res.*, 49:1–6.

- Neumann P., Moritz R. F. A., Van Praagh J. (1999). Queen mating frequency in different types of honey bee mating apiaries. *J. Apic. Res.*, 38:11–18.
- Neumann P., Van Praagh J. P., Moritz R. F. A., Dustmann J. H. (1999). Testing reliability of a potential island mating apiary using DNA microsatellites. *Apidologie*, 30:257–276.
- Nolan M. P., Delaplane K. S. (2017). Distance between honey bee *Apis mellifera* colonies regulates populations of *Varroa destructor* at a landscape scale. *Apidologie*, 48:8–16.
- Oldroyd B., Rinderer T., Harbo J., Buco S. (1992). Effects of intracolony genetic diversity on honey bee (Hymenoptera: Apidae) colony performance. *Ann. Entomol. Soc. Am.*, 85:335–343.
- Oldroyd B. P., Thexton E. G., Lawler S. H., Crozier R. H. (1997). Population demography of Australian feral bees (*Apis mellifera*). *Oecologia*, 111:381–387.
- Oleksa A., Gawroński R., Tofilski A. (2013). Rural avenues as a refuge for feral honey bee population. *J. Insect Conserv.*, 17:465–472.
- Outhwaite O. (2017). Neither fish, nor fowl: honeybees and the parameters of current legal frameworks for animals, wildlife and biodiversity. *J. Environ. Law*, 29:317–341.
- Palmer K. A., Oldroyd, B. P. (2003). Evidence for intra-colony genetic variance in resistance to American foulbrood of honey bees (*Apis mellifera*): further support for the parasite/pathogen hypothesis for the evolution of polyandry. *Naturwissenschaften*, 90:265–268.
- Parejo M. et al. (2016). Using whole-genome sequence information to foster conservation efforts for the European dark honey bee, *Apis mellifera mellifera*. *Front. Ecol. Evol.*, 4:140.
- Parejo M., Wragg D., Henriques D., Charrière J.-D., Estonba A. (2020). Digging into the genomic past of Swiss honey bees by whole-genome sequencing museum specimens. *Genome Biol. Evol.* evaa118
- Parker R. et al. (2010). Ecological adaptation of diverse honey bee (*Apis mellifera*) populations. *PLoS One*, 5:e11096.
- Peck D. T., Seeley T. D. (2019). Mite bombs or robber lures? The roles of drifting and robbing in *Varroa destructor* transmission from collapsing honey bee colonies to their neighbors. *PLoS One*, 14:e0218392.
- Pinto M. A. et al. (2014). Genetic integrity of the Dark European honey bee (*Apis mellifera mellifera*) from protected populations: a genome-wide assessment using SNPs and mtDNA sequence data. *J. Apic. Res.*, 53:269–278.
- Plate M., Bernstein R., Hoppe A., Bienefeld K. (2020). Long-term evaluation of breeding scheme alternatives for endangered honeybee subspecies. *Insects*, 11:404.
- Pollinis (2017). Statement Of Principle For The Protection Of Indigenous Honey Bees In Europe. <https://www.pollinis.org/admin/wp-content/uploads/2018/01/pollinis-statement-of-principle.pdf>
- Potts S. G. et al. (2010). Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends Ecol. Evol.*, 25:345–353.
- Rangel J. et al. (2016). Prevalence of *Nosema* species in a feral honey bee population: a 20-year survey. *Apidologie*, 47:561–571.
- Requier F. et al. (2020). Contribution of European forests to safeguard wild honeybee populations. *Conserv. Lett.*, 13:e12693.
- Requier F. et al. (2019). The Conservation of Native Honey Bees Is Crucial. *Trends Ecol. Evol.* 34:789–798.
- Requier F., Odoux J.-F., Henry M, Bretagnolle V. (2017). The carry-over effects of pollen shortage decrease the survival of honeybee colonies in farmlands. *J. Appl. Ecol.*, 54:1161–1170.
- Roberge J. M., Angelstam P. (2004). Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conserv. Biol.*, 18:76–85.
- Roffet-Salque M. et al. (2015). Widespread exploitation of the honeybee by early Neolithic farmers. *Nature*, 527:226–230.
- Rosenkranz P., Aumeier P., Ziegelmann B. (2010). Biology and control of *Varroa destructor*. *J. Invertebr. Pathol.*, 103:S96–S119.
- Roulston T. H., Goodell K. (2011). The role of resources and risks in regulating wild bee populations. *Annu. Rev. Entomol.*, 56:293–312.

- Ruttner F. (1988). *Biogeography and taxonomy of honeybees*. Springer Verlag.
- Ruttner F., Milner E., Dews J. (1990). Der Phänotyp von *Apis mellifera mellifera* Linnaeus 1758 bestätigt durch Archäomorphometrie. *Apidologie*, 21:340–342.
- Ruttner H., Ruttner F. (1972). Untersuchungen über die Flugaktivität und das Paarungsverhalten der Drohnen. *Apidologie*, 3:203–232.
- Saunders M., Smith T. J., Rader R. (2018). Bee conservation: Key role of managed bees. *Science*, 360:389.
- Schneider H. (1995). Die Zungenlänge der Honigbiene als Rassenmerkmal. *Schweizerische Bienenzeitung*, 118(4):474–476.
- Seeley T. D. (1978). Life history strategy of the honey bee, *Apis mellifera*. *Oecologia*, 32:109–118.
- Seeley T. D. (2002). The effect of drone comb on a honey bee colony's production of honey. *Apidologie*, 33:75–86.
- Seeley T. D. (2019). *The lives of bees: the untold story of the honey bee in the wild*. Princeton University Press.
- Seeley T. D., Morse R. A. (1977). Dispersal behavior of honey bee swarms. *Psyche*, 84:199–209.
- Seeley T. D., Tarpay D. R., Griffin S. R., Carcione A., Delaney D. A. (2015). A survivor population of wild colonies of European honeybees in the northeastern United States: investigating its genetic structure. *Apidologie*, 46:654–666.
- Semadeni B. (1987). Stand der seuchenpolizeilichen Bekämpfung der Varroatose. *Schweizerische Bienenzeitung*, 8:273–277.
- Shaffer M. L. (1981). Minimum Population Sizes for Species Conservation. *BioScience*, 31:131–134.
- SmartBees Consortium. (2018). Final Report Summary – SMARTBEES (Sustainable Management of Resilient Bee populations). <https://cordis.europa.eu/project/id/613960/reporting>
- Soland-Reckweg G., Heckel G., Neumann P., Fluri P., Excoffier L. (2009). Gene flow in admixed populations and implications for the conservation of the Western honeybee, *Apis mellifera*. *J. Insect Conserv.*, 13:317.
- Somme L. et al. (2016). Food in a row: urban trees offer valuable floral resources to pollinating insects. *Urban Ecosyst.*, 19:1149–1161.
- Spiewok S. (2019). Die Überlebenden. *Schweizerische Bienenzeitung*, 01:18–22.
- Strange J. P., Garnery L., Sheppard W. S. (2007). Persistence of the Landes ecotype of *Apis mellifera mellifera* in southwest France: confirmation of a locally adaptive annual brood cycle trait. *Apidologie*, 38:259–267.
- Tarpay D. R., vanEngelsdorp D., Pettis J. S. (2013). Genetic diversity affects colony survivorship in commercial honey bee colonies. *Naturwissenschaften*. 100:723–728.
- Tehel A., Streicher T., Tragust S., Paxton R. J. (2020). Experimental infection of bumblebees with honeybee-associated viruses: no direct fitness costs but potential future threats to novel wild bee hosts. *R. Soc. Open Sci.*, 7:200480.
- Thompson C. (2012). *The health and status of the feral honeybee (Apis mellifera sp) and Apis mellifera mellifera population of the UK*. Thesis. University of Leeds.
- Thompson C. E., Biesmeijer J. C., Allnutt T. R., Pietravalle S., Budge G. E. (2014). Parasite pressures on feral honey bees (*Apis mellifera* sp.). *PloS One*, 9:e105164.
- Tiesler F.-K., Bienefeld K., Büchler R. (2016). *Selektion bei der Honigbiene*. Druck- und Verlagshaus Buschhausen.
- Tihelka E., Cai C., Pisani D., Donoghue P. C. J. (2020). Mitochondrial genomes illuminate the evolutionary history of the Western honey bee (*Apis mellifera*). *Sci. Rep.*, 10:14515.
- Traynor K. S. et al. (2020). *Varroa destructor*: A Complex Parasite, Crippling Honey Bees Worldwide. *Trends Parasitol.* 36:592–606
- Uzunov A. et al. (2014). Swarming, defensive and hygienic behaviour in honey bee colonies of different genetic origin in a pan-European experiment. *J. Apic. Res.*, 53:248–260.
- Van Lexmond M. B., Bonmatin J., Goulson D. (2015). Worldwide integrated assessment on systemic pesticides. *Env. Sci Pollut Res.*, 22:1–4.
- Vásquez A. et al. (2012). Symbionts as major modulators of insect health: lactic acid bacteria and honeybees. *PloS One*, 7:e33188.

- Wallberg A. et al. (2014). A worldwide survey of genome sequence variation provides insight into the evolutionary history of the honeybee *Apis mellifera*. *Nat. Genet.*, 46:1081–1088.
- Winston M. L. (1991). *The biology of the honey bee*. Harvard University Press.
- Youngsteadt E., Appler R. H., López-Urbe M. M., Tarpy D. R., Frank S.D. (2015). Urbanization increases pathogen pressure on feral and managed honey bees. *PLoS One*, 10:e0142031.
- Zmarlicki C., Morse R. A. (1963). Drone Congregation Areas. *J. Apic. Res.*, 2:64–66.

Anhang A

9.11.2023

Beschreibung der neuesten Studien über freilebende Honigbienenpopulationen und deren Bedeutung für den Schweizer Kontext

Seit der Abgabe dieses Berichts Ende 2020 haben neue Studien in deutschen Wäldern und in den USA weitere wichtige Erkenntnisse zum Verständnis der Herkunft, der Populationsdynamik und des Gesundheitszustands von freilebenden Honigbienenvölkern von *A. mellifera* geliefert. Im Folgenden werden die Ergebnisse kurz beschrieben und ihre Relevanz für den Schweizer Kontext diskutiert. Ein Sternchen im Berichtstext weist darauf hin, wenn das ursprüngliche Argument durch neuere Ergebnisse nuanciert oder ergänzt wird.

In ihrer ersten Studie stellten Kohl und Rutschmann (2018) die Hypothese auf, dass die begrenzte Flugdistanz von Schwärmen, die am Waldrand gemessen wurde (0,47 km), darauf hindeutet, dass Völker, die tief in diesen Wäldern gefunden werden (mediane Entfernung zum ersten Bienenstand von 2,6 km), nicht von Schwärmen stammen können, die aus bewirtschafteten Völkern entkommen sind, und somit zu einer sich selbst erhaltenden Population gehören müssen. Ihre Nachuntersuchung der Nestbelegung in zwei Wäldern über einen Zeitraum von vier Jahren ergab, dass die Populationen im Winter zusammenbrachen und nur wenige bis gar keine Bienenvölker überlebten (Gesamtüberlebensrate 11 %). Es scheint nahezu unmöglich, dass jedes überlebende Bienenvolk die 8,5 Schwärme produziert, die zur Aufrechterhaltung einer stabilen Population mit einer solchen Sterberate erforderlich sind. Daher zeigen diese Ergebnisse, dass aus den Bienenständen entkommene Schwärme die Wälder jedes Frühjahr neu besiedeln, und dass diese Wälder deshalb keine sich selbst erhaltenden Honigbienenpopulationen beherbergen.

Ähnlich zeigt eine aktualisierte Studie aus Irland (MacCann & McCormack, 2023), dass die Hybridisierung freilebender Bienenvölker (einschliesslich mütterlicher Introgression) erheblich zugenommen hat aufgrund der Importe ausländischer Bienen (der C-Linie). Für die freilebenden Bienenvölker bedeutet dies, dass sie offenbar durch Schwärme erhalten werden, die aus bewirtschafteten Bienenvölkern entkommen, wodurch die Hybridisierung in wilden Bienenvölkern zunimmt, und daher unwahrscheinlich eine sich selbst erhaltende Population bilden. Auf der anderen Seite, wenn die zahlreichen freilebenden Völker, die in Irland beschrieben werden, sich zu eigenständigen Populationen entwickeln, könnte ihre vermeintliche lokale Anpassung und Überlebensfähigkeit durch die Introgression mit ausländischen Linien bedroht sein, die zunehmend in das Land importiert werden.

In beiden Fällen (Deutschland und Irland), scheinen freilebende Populationen beeinflusst durch bewirtschaftete Völker (Genfluss), was es erschwert, dass diese sich im Laufe der Zeit genetisch von der bewirtschafteten Population unterscheiden könnten. Die Voraussetzungen für das Entstehen einer genetischen Resistenz gegen *V. destructor* oder andere Stressoren durch natürliche Selektionsprozesse sind also behindert.

Die Ursachen für das Völkersterben wurden auf Räuberei und Mangel an Blütenressourcen zurückgeführt (Kohl et al. 2023a). Die Erregerbelastung dieser freilebenden Völker, mit Ausnahme der Befallsrate von *V. destructor*, die in natürlichen Nestern schwer zu messen ist, wurde ebenfalls bestimmt und mit bewirtschafteten Völkern verglichen (Kohl et al.

2023b). Gemessen wurden 18 Mikroparasiten (einschließlich Eukaryoten, Bakterien und Viren). Der Autor argumentierte, dass freilebende Völker im Vergleich zu bewirtschafteten Völker eine geringere Erregerbelastung aufweisen. Diese Interpretation der vorgelegten Ergebnisse muss jedoch nuanciert werden, da (i) die Unterschiede in der Erregerprävalenz nicht signifikant waren und nur bei 4 der 18 untersuchten Erreger 10 Prozentpunkte erreichten, und (ii) die Beprobung der Völker zu einem einzigen Zeitpunkt (im Juli) auf dem Höhepunkt der Populationsgrösse durchgeführt wurde (Kohl et al. 2022). Zu diesem Zeitpunkt könnten Bienenvölker, die den Winter nur knapp überlebt haben, bereits an Krankheiten gestorben sein, oder nach Juli höhere Pathogen Befall entwickeln. Ein besseres Bild des Gesundheitszustands erfordert häufigere Probenahmen und die Berücksichtigung der freilebenden Völker, die näher an den Bienenständen nisten und möglicherweise eine höhere Erregerbelastung aufweisen als diejenigen, die es geschafft haben, weit in den Wald zu fliegen und eine Zeit lang isoliert zu leben, was die Erregerausbreitung begrenzt (Brosi et al. 2017). Detaillierte Messungen der Befallsraten von *V. destructor* im Laufe der Zeit wären ebenfalls wichtig, da die erwartete Korrelation der Abundanz mit dem DWV-Virus, das in der Studie als Proxy für die Prävalenz der Milbe verwendet wurde, in einer freilebenden Situation möglicherweise nicht auftritt. Eine ausgewogenere Interpretation dieser Arbeit, die auch die Ergebnisse anderer Studien berücksichtigt (siehe unten), würde bedeuten, dass freilebende Bienenvölker in Bezug auf die Verbreitung von Krankheitserregern genauso problematisch sein können wie bewirtschaftete. In grösserer Entfernung von Bienenständen können freilebende Waldvölker jedoch ein geringeres Risiko für die Ausbreitung von Krankheitserregern darstellen als Bienenvölker in der Nähe von Bienenstöcken.

Ein besonders beunruhigendes Ergebnis ist die Prävalenz von *Melissococcus plutonius*, dem Erreger der Europäischen Faulbrut, in etwa 10 % der untersuchten bewirtschafteten und freilebenden Bienenvölker (Kohl et al. 2023b). Während eine solche Prävalenz in Deutschland anscheinend kein Problem darstellt, könnte die Bedeutung einer solchen Prävalenz für die Ausbreitung von *M. plutonius* in der Schweiz, wo die Sauerbrutfälle hohe Zahlen erreicht haben (Grossar et al. 2020), dramatischere Folgen haben. In der Tat wird *M. plutonius* in der Schweiz nur in Regionen in welchen Europäische Faulbrut Ausbrüche stattfinden, und bisher noch nie als latente Infektion in gesunden Völkern ausserhalb problematischer Regionen (Belloy et al. 2007).

Die Arbeiten dieser Autoren ermöglichen jedoch eine bessere Einschätzung der Faktoren, die die Etablierung freilebender Populationen einschränken, da sie die bisher unterschätzte Bedeutung der Räuberei durch Waldtiere (z.B. Vögel, Baumratter, ...) und der Verfügbarkeit von Blütenressourcen für das Überleben der Völker zeigen. Letzteres wurde auch durch die Ergebnisse einer freilebenden spanischen Population bestätigt, bei der das Überleben der Völker im Winter in der Nähe von floristisch reichen, naturnahen Gebieten höher war (Rutschman et al. 2022).

Der Gesundheitszustand nicht heimischer, verwilderter Populationen in den USA wurde kürzlich von mehreren Teams untersucht. Ward et al. (2022) verglichen die Langlebigkeit und das Niveau des oxidativen Stresses von verwilderten Völkern mit dem von bewirtschafteten Völkern in den USA. Die Langlebigkeit der Sammlerbienen und der oxidative Stress waren in verwilderten Völkern höher, woraus die Autoren schlussfolgerten, dass verwilderte Völker möglicherweise eine höhere Stresstoleranz aufweisen als bewirtschaftete Völker. Abgesehen von der geringen Stichprobengrösse von drei verglichenen Völkerpaaren weist die Studie weitere Mängel auf, welche die Schlussfolgerungen abschwächen. Die Überlebensdauer der verwilderten Völker über zwei Winter wurde nicht mit zuverlässigen Methoden bestimmt, und

das Alter der Sammlerbienen oder die Zeit seit dem ersten Sammelflug wurde nicht kontrolliert. In einer Studie mit ähnlichem Aufbau und Ziel, aber mit weniger Vorbehalten, zeigten Hinshaw et al. (2021) vorübergehend höhere DWV-Titer (im Gegensatz zu Kohl et al. 2023b) in verwilderten Völkern, die einen oder zwei Winter in den USA überlebten. Die Werte von zwei anderen Viren unterschieden sich nicht signifikant. Die Überlebensraten waren bei verwilderten und bewirtschafteten Bienenstöcken ähnlich, doch überlebten mehr verwilderte Bienenstöcke mit hohen DWV-Titern, und ihre Immungenexpression war trotz ähnlicher Erregerbelastung höher, was auf eine höhere Virustoleranz im Vergleich zu bewirtschafteten Bienenstöcken schließen lässt. Barlett et al. (2021) verglichen auch die Virushäufigkeit zwischen verwilderten und bewirtschafteten Bienenstöcken, die ein Jahr lang unter ähnlichen Bedingungen gehalten wurden, und stellten ein weiteres Muster fest: Es gab keinen Unterschied in der DWV-Häufigkeit, aber Unterschiede bei anderen Viren, die in verwilderten Populationen im Vergleich zu bewirtschafteten Populationen höher oder niedriger waren.

Williams et al. (2021) stellten fest, dass Mikrosporidien (*Nosema ceranae*) und Trypanosomatiden (*Lotmaria passim*) in verwilderten Populationen deutlich seltener vorkommen als in bewirtschafteten Populationen in den USA.

Der lokale Kontext und das Bild, das die einzelnen Studien über den Gesundheitszustand von bewirtschafteten und freilebenden Völkern vermitteln, sind unterschiedlich, und die Ergebnisse deshalb schwierig zu verallgemeinern, so dass das Risiko, das freilebende Populationen für die Verbreitung von Krankheitserregern in der Schweiz und anderswo darstellen, unklar bleibt.

Referenzen

- Bartlett, L. J. et al. (2021). Persistent effects of management history on honeybee colony virus abundances. *Journal of Invertebrate Pathology*, 179: 107520. <https://doi.org/10.1016/j.jip.2020.107520>
- Belloy, L. et al. (2007). Spatial distribution of *Melissococcus plutonius* in adult honey bees collected from apiaries and colonies with and without symptoms of European foulbrood. *Apidologie* 38: 136-140. <http://dx.doi.org/10.1051/apido:2006069>
- Brosi, B.J. et al. (2017). Ecological and evolutionary approaches to managing honeybee disease. *Nature Ecology and Evolution* 1: 1250–1262. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0246-z>
- Grossar, D. et al. (2020). Putative determinants of virulence in *Melissococcus plutonius*, the bacterial agent causing European Foulbrood in honey bees. *Virulence* 11: 554–567. <https://doi.org/10.1080/21505594.2020.1768338>
- Hinshaw, C. et al. (2021). The role of pathogen dynamics and immune gene expression in the survival of feral honey bees. *Frontiers in Ecology and Evolution*. 8: 594263. <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.594263>
- McCann, M., & McCormack, G. P. (2023). Increased levels of introgression evident in Irish honey bees. *Journal of Apicultural Research*, 1-3.
- Kohl, P. and Rutschmann B. (2018). The neglected bee trees: European beech forests as a home for feral honey bee colonies. *PeerJ* 6: e4602; <https://doi.org/10.7717/peerj.4602>
- Kohl, P. L. et al. (2022). Population demography of feral honeybee colonies in central European forests. *Royal Society Open Science* 9: 220565. <https://doi.org/10.1098/rsos.220565>

- Kohl, P. L. et al. (2023a). Parasites, depredators, and limited resources as potential drivers of winter mortality of feral honeybee colonies in German forests. *Oecologia* 202: 465–480. <https://doi.org/10.1007/s00442-023-05399-6>
- Kohl, P. L. et al. (2023b). Reduced parasite burden in feral honeybee colonies. *Ecological Solutions and Evidence* 4: e12264. <https://doi.org/10.1002/2688-8319.12264>
- Rutschmann, B. et al. (2022). Semi-natural habitats promote winter survival of wild-living honeybees in an agricultural landscape. *Biological Conservation*: 109450. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109450>.
- Ward, K. et al. (2022). The life span and levels of oxidative stress in foragers between feral and managed honey bee colonies. *Journal of Insect Science* 22: 20. <https://doi.org/10.1093/jisesa/ieac002>
- Williams, M.-K. F. et al. (2021). Co-occurrence of *Lotmaria passim* and *Nosema ceranae* in honey bees (*Apis mellifera* L.) from six states in the United States, *Journal of Apicultural Research*, <https://doi.org/10.1080/00218839.2021.1960745>