

Wildbienen (Hymenoptera, Aculeata: Apiformes) des Mittleren Moseltals: Die Weinbausteillagen im Klotten-Treiser Moseltal

Mit 5 Figuren und 5 Tabellen

ANDRÉ KRAHNER¹, HOLGER H. DATHE² und THOMAS SCHMITT^{2,3}

¹ Institut für Bienenschutz, Julius Kühn-Institut (JKI), Messeweg 11–12, 38104 Braunschweig, Deutschland. – andre.krahner@gmail.com

² Senckenberg Deutsches Entomologisches Institut, Eberswalder Straße 90, 15374 Müncheberg, Deutschland.

³ Institut für Biologie, Naturwissenschaftliche Fakultät I, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, 06099 Halle, Deutschland.

Published on 2018–08–01

DOI: [10.21248/contrib.entomol.68.1.107-131](https://doi.org/10.21248/contrib.entomol.68.1.107-131)

Kurzfassung

Von 2012 bis 2013 wurden Wildbienen in Weinbausteillagen mittels Sichtfang, Farbschalen und Malaise-Fallen erfasst. Aus 3246 bestimmten Individuen resultierten 159 nachgewiesene Wildbienenarten. Fast ein Drittel der erfassten Arten ist als bestandsgefährdet zu bezeichnen oder von Bestandsrückgängen betroffen. Im Vergleich mit Erfassungsergebnissen aus dem näheren Umkreis deuten die vorliegenden Ergebnisse auf eine große Bedeutung der untersuchten Weinbausteillagen als (Teil-)Lebensräume hin, die der regionalen Artenvielfalt der Bienen zugrunde liegen.

Abstract

In 2012 and 2013, the wild bee fauna of vineyards on steep slopes was investigated by means of hand-netting, pan traps and Malaise traps. A total of 3246 individuals was captured and identified, yielding 159 species of wild bees. Almost one third of the species registered is regarded as endangered or shows declining populations. Considering earlier results from nearby study sites, the results of this work underline the importance of steep slopes under viticultural management as (partial) habitats underlying the regional bee species richness.

Key words

Insecta, Hymenoptera Aculeata, Apiformes, Rheinland-Pfalz, Moseltal, Weinbau, Fauna, Sichtfang, Farbschalen, Malaise-Fallen

1 Einleitung

Bis in die 1990er Jahre war die Wildbienenfauna des Moseltals kaum untersucht (HEMBACH et al. 1996). Nach der Zusammenfassung von Funddaten aus dem Rheinland durch AERTS (1960) dauerte es über dreißig Jahre, bis HEMBACH et al. (1994) eine vorläufige, aktualisierte Zusammenfassung der Verbreitung von Wildbienenarten in Rheinland-Pfalz veröffentlichten. Diese konnte

in der aktuellen Roten Liste von Rheinland-Pfalz (SCHMID-EGGER et al. 1995) nicht berücksichtigt werden (HEMBACH et al. 1996). Daher sind die Verbreitungsdaten von Wildbienenarten im Moseltal, die dieser Roten Liste zugrunde liegen, spärlich (SCHMID-EGGER et al. 1995). Noch zur Jahrtausendwende fanden CÖLLN et al. (2000) Hinweise, dass die Hymenopterenfauna des Moseltals

bisher nur unvollständig erfasst wurde. Auch hinsichtlich der Grabwespenfauna bestanden für den Nordwesten von Rheinland-Pfalz bis zur Jahrtausendwende Erfassungsdefizite (JAKUBZIK et al. 1998). Wenige Jahre später konstatierten CÖLLN et al. (2005) zwar, dass der Kenntnisstand hinsichtlich der Stechimmen des Nordwestens von Rheinland-Pfalz weit fortgeschritten sei, fanden aber Hinweise auf Erfassungsdefizite bezüglich der Hymenopteren des Moseltals. Für das rheinland-pfälzische Moseltal liegen immer noch vergleichsweise wenige Untersuchungen zur Wildbienenfauna vor. Obwohl in der Umgebung des Untersuchungsstandortes der vorliegenden Arbeit bereits Untersuchungen zur Stechimmenfauna durchgeführt wurden (HEMBACH et al. 1996), sind weitere Erfassungen für eine bessere Kenntnis der Fauna des Moseltals notwendig. So werteten HEMBACH et al. (1996) ihre Ergebnisse als vorläufig und empfahlen weitergehende Untersuchungen für eine tiefergehende Bewertung des Standortes im Klotten-Treiser Moseltal (KTM).

Das Moseltal stellt eine wichtige Ausbreitungsrouten für wärmeliebende Tierarten dar. CÖLLN et al. (2004) betonen die Bedeutung von Flusstälern für die Ausbreitung wärmeliebender Insektenarten in die Eifel. Das Mittelrheintal können mediterrane Faunenelemente nicht nur über die Rhône, die Burgundische Pforte und den Oberrhein, sondern auch über die Rhône, die Saône und die Mosel erreichen (CÖLLN et al. 2011). Entsprechend ist zu erwarten, dass Faunenveränderungen infolge des Klimawandels im Moseltal frühzeitig zu beobachten sein werden.

Der Gewinn belastbarer Informationen über das Ausmaß von Bestandsabnahmen in Artengemeinschaften von Wildbienen bedarf der Durchführung mehrjähriger Monitorings (PATINY et al. 2009; LEBUHN et al. 2013, 2015). In der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt bilden solche Untersuchungen die Grundlage, um das Naturschutzmanagement an die Umweltbedingungen anzupassen, die sich infolge des Klimawandels verändern (BMUB 2015). Direkte Beobachtungen der Biodiversität gehören neben paläoökologischen und experimentellen Ansätzen sowie ökophysiologischen, Populations- und Climate-Envelope-Modellen zu den Forschungsansätzen, deren Integration für die Vorhersage und das Management von klimawandelbedingten Konsequenzen für die Biodiversität notwendig ist (DAWSON et al. 2011).

Die vorliegende Arbeit basiert auf Teilen der Dissertationsschrift des Erstautors (KRAHNER 2017). Es wurde beabsichtigt, die Wildbienenfauna von Weinbausteillagen an der Mosel möglichst vollständig zu erfassen. Die Ergebnisse sollen die Kenntnisse über die Verbreitung dieser Taxa auf einer größeren Maßstabsebene erweitern. Durch die Ergebnisse wurde gleichzeitig der Grundstein für langjährige Dauerbeobachtungen gelegt, die der Dokumentation zeitlicher Veränderungen der Fauna dienen, insbesondere infolge von Klima- und Landnutzungsveränderungen.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsstandort

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Naturraum Mittleres Moseltal und ist der naturräumlichen Untereinheit Klotten-Treiser Moseltal zuzuordnen (LUWG 2009). Die Untersuchungsflächen liegen östlich und westlich der Ortsgemeinde Pommern (Verbandsgemeinde Cochem, Landkreis Cochem-Zell, Rheinland-Pfalz). Das Gebiet erstreckt sich über weinbaulich genutzte Steilhänge, die aus Braunerden, Rankern und nackten Felsen bestehen (MU & LUG 1993). Geologisch ist der Standort durch Wechsellagerungen aus Ton, Silt und Sandgestein charakterisiert, in Teilbereichen mit Einlagerungen von saurem Tuffit (LGB 2003). Die Steilhänge des in West-Ost-Richtung verlaufenden Moseltalabschnittes schließen sich an schmale Talsohlenbereiche aus Auenböden an (MU & LUG 1993), denen fluviatile Sedimente zugrunde liegen (LGB 2003). Im untersuchten Gebiet besteht die Tendenz zur Nutzungsaufgabe nicht-flurbereinigter, kleinterrasierter Rebanlagen (MU & LUG 1993). Alle weinbaulich bewirtschafteten Flächen waren von einer Rebflurbereinigung um die Jahrtausendwende betroffen (Allgemeiner Besitzübergang in 2003; DLR WO 2012) und haben in etwa das gleiche Alter.

Das Gebiet liegt in einem klimatischen Gunstraum innerhalb des Rheinischen Schiefergebirges (MU & LUG 1993; HEMBACH et al. 1996). Das vieljährige Mittel der Temperatur (1981–2010; Wetterstation Bernkastel-Kues) liegt bei 10,6 °C (Januarmittel 0,3 °C; Julimittel 19,7 °C; DLR RNH 2016). Das vieljährige Mittel der Niederschlagshöhe (1981–2010; Wetterstation Bernkastel-Kues) beträgt 697,0 mm (DLR RNH 2016). Die mittleren Jahresniederschläge (MU & LUG 1993) liegen am untersuchten Standort deutlich unter denen in weiter moselaufwärts gelegenen Weinbaulagen, wie etwa in den Osann-Veldenzer Umlaufbergen (MU & LUG 1995). Es sind auch in erster Linie klimatische Gründe, die SCHMITT (1989) dazu veranlassen, das Untersuchungsgebiet der Untermosel zuzuordnen. Der Witterungsverlauf im Untersuchungszeitraum ist Figur 2 zu entnehmen.

2.2 Untersuchungsorganismen

In Bezug auf die Bienen (Apiformes) wird der Systematik nach Michener (2007) gefolgt. Als Wildbienen werden im Folgenden alle Angehörigen der Apiformes mit Ausnahme der Honigbiene (*Apis mellifera* LINNAEUS, 1758) bezeichnet. Die Nomenklatur der Wildbienenarten richtet sich nach WESTRICH et al. (2011). Auf die Erwähnung der erstbeschreibenden Autoren wird im Text zugunsten einer besseren Lesbarkeit i.d.R. verzichtet. Die vollständigen Angaben der behandelten Taxa finden sich in Anhang (Tab. A1) mit Ergänzungen



Fig. 1: Ansicht des Untersuchungsstandortes im August 2015: östlich der Ortschaft Pommern gelegene Untersuchungsflächen. Der Blick ist nach WSW gerichtet. Foto: A. Krahnner.

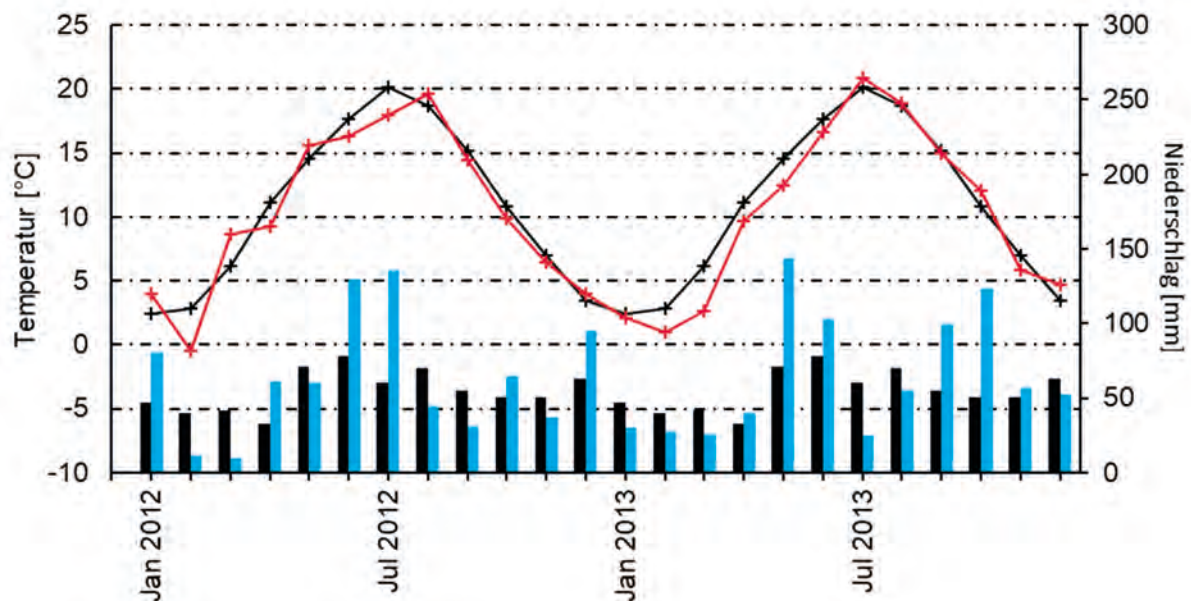


Fig. 2: Witterungsverlauf am Untersuchungsstandort in den Jahren 2012–2013. + Temperatur (Monatsmittel, 2 m Höhe). ■ Niederschlag (Monatssumme). +/■ Entsprechende Mittelwerte für die Jahre 2006–2015. Quelle: DLR RNH (2016).

im Abschnitt 2.3.2. Einzelne Wildbienenarten, deren sichere Identifikation nicht, nur anhand männlicher Tiere oder nur für Königinnen möglich war, wurden in Artengruppen (Aggregata, kurz agg.) zusammengefasst, welche in der vorliegenden Arbeit wie Arten behandelt werden. Die verwendeten Artengruppen und darin zusammengefasste Arten sind in Abschnitt 2.3.2 aufgeführt. Die Nomenklatur der Pflanzenarten richtet sich nach HAEUPLER et al. (2007).

2.3 Datenaufnahme

2.3.1 Wildbienenerfassung

Die Bodenständigkeit von Wildbienenarten in einem Habitat lässt sich anhand von Beobachtungen der Brutversorgungs- und Nistaktivität bzw. höherer Populationsdichten verifizieren (SCHMID-EGGER 1995). Sollten Nesterfassungen nicht möglich sein, kann auch das über

mehrere Jahre hinweg beobachtete Auftreten die Indigenität einer Wildbienenart indizieren (ALFKEN 1913). Einzelfunde wurden dennoch in die vorliegenden Analysen miteinbezogen, da die Nutzung der Untersuchungsflächen durch Wildbienen im Fokus der Untersuchung stand, nicht die Eignung der Untersuchungsflächen als vollständige, für die Persistenz von Wildbienenpopulationen ausreichende Lebensräume.

Die Erfassungen fanden von Anfang April bis Ende Oktober 2012 sowie von Ende Mai bis Ende August 2013 statt. Der Großteil der ausgewerteten Daten (3130 von insgesamt 3146 Tieren) wurde durch standardisierte Erfassungen aufgenommen (Tab. 1). Darüber hinaus wurden in geringem Umfang nicht-standardisierte Sichtfänge durchgeführt, beispielsweise während Kartierungen und der Markierung von Transekten. Daneben kamen einige nicht-standardisierte Malaise-Fallenfänge dadurch zustande, dass ein Teil der eingesetzten MF während einer Fangperiode beschädigt wurde. Durch nicht-standardisierte Fänge wurden 116 ausgewertete Individuen erfasst.

Insgesamt drei Erfassungsmethoden kamen zum Einsatz: der Sichtfang entlang fixierter Linientransekte (SLT), Farbschalen (FS) sowie Malaise-Fallen (MF). Der Sichtfang erfolgte bei windstillen bis schwachwindigen Witterungsbedingungen, einem Bewölkungsgrad von

maximal 50 % und Temperaturen von mindestens 15 °C. Die Transekte wurden zwischen 10:00 und 17:00 Uhr begangen, im Hochsommer zwischen 9:00 und 18:00 Uhr. Die Reihenfolge der Begehungen wurde so variiert, dass die einzelnen Transekte zu unterschiedlichen Tageszeiten begangen wurden, mit der Einschränkung, dass die zum Teil unterschiedlich exponierten Transekte während der Begehung besonnt waren. Insgesamt 25 standardisierte Transektbegehungen fanden statt (21 im Jahr 2012 und vier im Jahr 2013; Tab. 1). Die Linientransekte waren 50 m lang und 1 m breit. Einige Linientransekte waren in zwei 25 m lange Teilabschnitte untergliedert. Die Sichtfangmethode wurde auf eine Begehungszeit von 10 min je Transekt standardisiert. Sichtfänge erfolgten unter der Zielvorgabe, möglichst viele Individuen innerhalb der vorgegebenen Zeit zu fangen. Gesammelte Individuen wurden unmittelbar nach dem Fang nach Transekten gesondert in ein Tötungsbehältnis überführt, das mit Ethylacetat getränkten Korkschröt beinhielt. In der Regel wurden die Individuen spätestens nach 24 Stunden zu Bestimmungszwecken ausgerichtet. Die Tiere wurden, ggf. nach Extraktion des männlichen Genitalapparates, genadelt und mit Fundortetiketten versehen.

FS und MF wurden nur in Fangbereitschaft versetzt, wenn die Wettervorhersage sonnige Abschnitte während des Erfassungszeitraums ankündigte. Die Fallen wurden

Tab. 1: Termine der standardisierten Erfassungen. MF: Malaise-Falle. SLT: Sichtfang entlang linearer Transekte. FS: Farbschalen.

Jahr	Monat	Tag	Methode	
2012	April	24.04.–03.05.	MF	
		28., 29.	SLT	
	Mai	10., 14., 17., 24., 29., 30.	SLT	
		14.–22.	MF	
	Juni	12., 14., 17., 21., 22., 26., 28.	SLT	
		12.–20.	MF	
	Juli	03., 04., 10., 19., 24., 26.	SLT	
		August	02., 10., 12., 23., 29.	SLT
			14.–21.	MF
	September	04., 06., 08., 10., 14., 16., 20., 28.	SLT	
12.–20.			MF	
Oktober		09.–24.	MF	
2013		Mai	26.–29.	FS, MF
			27., 28.	SLT
	Juni	14.–17.	FS, MF	
		14., 16.	SLT	
	Juli	11.–14.	FS, MF	
		11., 12.	SLT	
	August	21.–24.	FS, MF	
		21., 22.	SLT	

mit kleinen Informationstafeln versehen, die vom Zweck der Fallen und den Kontaktdaten des Verfassers kündigten. Die Schilder sollten einerseits den Winzern Rückmeldungen über eine eventuelle Störung der Bewirtschaftung durch die Fallen ermöglichen. Andererseits sollten sie als Präventionsmaßnahme gegen Diebstahl und Vandalismus im Zusammenhang mit dem allgemeinen Publikumsverkehr dienen (CLARIN et al. 2014). FS wurden in Abwandlung des von MOERICKE (1951) entwickelten Fallentyps gefertigt. Eine Untersuchungseinheit bestand aus jeweils drei Gelbschalen mit einem Durchmesser von 30 cm (Rondo-Gelbfangschale, Temmen GmbH, Hattersheim). Die Schalen waren auf der Innenseite nach weißer Grundierung jeweils mit blauer, weißer und gelber, UV-reflektierender Farbe (Sparvar Leuchtfarbe, Spray-Color GmbH, Merzenich) lackiert worden, da UV-Reflektion die Attraktivität von Fangschalen erhöht (AUSDEN et al. 2008). Die drei verschiedenfarbigen FS einer Untersuchungseinheit wurden in einem Abstand von 5 m zueinander aufgestellt. Untersuchungen von CARBONI et al. (undatiert) sowie von DROEGE et al. (2010) deuten darauf hin, dass für FS, die in einem größeren Abstand zueinander aufgestellt werden, keine weitere Reduktion der gegenseitigen Beeinflussung bezüglich des Fangergebnisses resultiert. In den meisten Fällen wurden die FS unter linearer Anordnung am Transektmittelpunkt installiert. In der Weinbergbranche wurden die FS in Form eines gleichseitigen Dreiecks am Flächenmittelpunkt errichtet. Die räumliche Anordnung der verschiedenfarbigen FS wurde über die Fangperioden randomisiert, so dass in einem Untersuchungs-jahr eine bestimmte Anordnung der FS einer Untersuchungseinheit nur während einer Fangperiode verwendet wurde. Da Bienen Blütenressourcen innerhalb horizontaler Strata zu sammeln scheinen (CHAUVIN et al. 1966; LEVIN et al. 1973; WADDINGTON 1979; GUMBERT et al. 1999), wurden die FS in Höhe des umgebenden Blüthen-niveaus angebracht (RÜHL 1978; PELLMYR 1989; VEGA et al. 1990). In der Regel dauerte eine Fangperiode drei Tage (Tab. 1). Das Ausbringen und Einsammeln der FS erfolgte am späten Nachmittag (ca. 15:30–17:30 Uhr). Als Fangflüssigkeit diente Wasser, dem eine kleine Menge Detergenz zur Herabsetzung der Oberflächenspannung beigegeben wurde (BALOGH 1958).

Zwei MF wurden in bewirtschafteten Rebanlagen aufgestellt. Die Ausrichtung der beiden Fallen musste dem Gefälle und der Rebzeilung angepasst werden, so dass die Fallen nur suboptimal zu errichten waren. Die Fangperiode dauerte im Jahr 2012 in der Regel acht Tage, im Jahr 2013 drei Tage (Tab. 1). Über den gesamten Untersuchungszeitraum fanden entlang der Transekte Vegetationsaufnahmen statt, die auch eine regelmäßige semiquantitative Erfassung der Blühhorizonte umfassten. Details der Vegetationsaufnahmen sind voraussichtlich der Dissertationsschrift von Frau D. BRAUN (in Vorbereitung) zu entnehmen.

Insgesamt wurden 33 Linientransekte eingerichtet. Vierundzwanzig Transekte befanden sich in insgesamt sechs Rebanlagen (vier Transekte je Anlage), zwei in Weinbergbrachen, und sieben verliefen entlang von Randbereichen, die unmittelbar an Rebanlagen bzw. Weinbergbrachen angrenzten. Die Transekte entlang der Randbereiche wurden nur im Jahr 2013 begangen, während die übrigen Transekte sowohl 2012 als auch 2013 begangen wurden. Aus der Anzahl der eingerichteten Transekte und der Begehungen (Tab. 1) ergeben sich insgesamt 678 Transektbegehungen. Im Jahr 2013 wurden 13 Untersuchungseinheiten der FS aufgestellt. Aus der Anzahl eingesetzter FS und der Erfassungstage (Tab. 1) resultieren insgesamt 468 Fallentage. Für die MF resultieren aus der Fallenzahl und der Anzahl der Erfassungstage (Tab. 1) insgesamt 134 Fallentage.

2.3.2 Determination

Die Bestimmung von Wildbienen verschiedener Gattungen erfolgte durch Herrn A. Krahnner hauptsächlich mit Hilfe der Werke von AMIET (1996) und AMIET et al. (1999; 2001; 2004; 2007; 2010) sowie SCHEUCHL (2000; 2006) und SCHMID-EGGER et al. (1997). Zusätzlich wurden für die Bestimmung der Hummeln die Bestimmungshilfen von MAUSS (1992) und GOKZEKADÉ et al. (2015), für die Determination von *Lasioglossum*-Arten die Werke von EBMER (1969, 1970, 1971), für die Bestimmung von Arten der Megachilidae die Bestimmungshilfe von BANASZAK et al. (1998), für die Bestimmung von Megachile-Arten das Werk von DORN et al. (1988) und für die Determination von *Sphecodes*-Arten die Bestimmungshilfe von STRAKA et al. (2011) herangezogen. Zur Bestimmung von *Andrena*-Arten diente dem Erstautor AK außerdem die Bestimmungsliteratur von GUSENLEITNER et al. (2002) und DYLEWSKA (1987). Schließlich wurden zusätzlich die Werke von DATHE (1980) und KOSTER (1986) für die Bestimmung von Arten der Gattung *Hylaeus* verwendet. Der Mitautor HHD bestimmte den größten Teil der Individuen der Gattung *Hylaeus*.

Alle Individuen wurden, sofern notwendige Bestimmungsmerkmale nicht fehlten bzw. unkenntlich waren, bis auf Artniveau determiniert. Aufgrund der zumindest für die Weibchen bzw. Arbeiterinnen sehr schwierigen Bestimmung wurden jedoch einige Arten zu Artengruppen zusammengefasst: *Andrena ovatula* (KIRBY, 1802), *A. wilkella* (KIRBY, 1802), *A. intermedia* MORAWITZ, 1870, *A. similis* SMITH, 1849 und *A. gelriae* VAN DER VECHT, 1927 als *A. ovatula* agg.; *Bombus cryptarum* (FABRICIUS, 1775), *B. lucorum* (LINNAEUS, 1761), *B. magnus* VOGT, 1911 und *B. terrestris* (LINNAEUS 1758) als *B. terrestris* agg.; *B. hortorum* (LINNAEUS, 1761) und *B. ruderatus* (FABRICIUS, 1775) als *B. hortorum* agg.; *Lasioglossum nitidulum* (FABRICIUS, 1804) und *L. smeathmanellum* (KIRBY, 1802) als *L. smeathma-*

nellum agg.; schließlich *Halictus eurygnathus* BLÜTHGEN, 1931, *H. langobardicus* BLÜTHGEN, 1944 und *H. simplex* BLÜTHGEN, 1923 als *H. simplex* agg.

Zur Überprüfung der Determination dienten die Sammlungen des Senckenberg Deutschen Entomologischen Instituts (SDEI) in Müncheberg und des Staatlichen Museums für Naturkunde Karlsruhe (SMNK). Einzelne Exemplare wurden verschiedenen Experten zur Überprüfung bzw. zur Bestimmung vorgelegt. Herr G. Reder (Flörsheim-Dalsheim) übernahm die Bestimmung eines Teils der Megachilidae, während ein Teil der Individuen der Gattungen *Andrena* und *Nomada* von Herrn O. Diestelhorst (Universität Düsseldorf) determiniert bzw. überprüft wurde. Herr A. W. Ebmer (Puchenau, Österreich) überprüfte mehrere Individuen der Gattungen *Lasioglossum* und *Halictus*, während Herr Dr. J. Esser (Dormagen), Herr J. Fricke (SMNK) und Herr H. R. Schwenninger (Stuttgart) die Bestimmung verschiedener Wildbienenarten bzw. -individuen überprüften. Belegexemplare befinden sich in der Obhut des Erstautors.

2.4 Datenauswertung

Individuenbasierte kombinierte Rarefaction- und Extrapolationskurven nach COLWELL et al. (2012) sowie asymptotische Schätzwerte der Artenzahl nach CHAO (1984) und CHAO (1987) wurden mit dem Paket iNEXT (HSIEH et al. 2015) in R (R Core Team 2014) berechnet, um die Vollständigkeit der Erfassungen an beiden Standorten zu beurteilen. Die resultierenden Artenzahlen wurden auf ganze Zahlen gerundet. Rang-Abundanzkurven wurden berechnet, um die Dominanzverhältnisse der Biozöosen zu analysieren. In Anlehnung an RÜHL (1978) wurden Arten mit einem Anteil von mindestens 3 % an den erfassten Individuen als dominant bezeichnet.

Der Anteil der nach den Roten Listen für Rheinland-Pfalz bzw. für die BRD gefährdeten Individuen und Arten der Wildbienen wurde festgestellt. Die Gruppierung der Arten nach Gefährdungsstatus erfolgte nach deren Einordnung in die Kategorien der Roten Liste für die BRD (WESTRICH et al. 2011) sowie der Roten Liste für Rheinland-Pfalz (SCHMID-EGGER et al. 1995). Bezüglich der Roten Liste für die BRD wurden Arten der Kategorien 0 („Ausgestorben oder verschollen“), 1 („Vom Aussterben bedroht“), 2 („Stark gefährdet“), 3 („Gefährdet“), G („Gefährdung unbekanntes Ausmaßes“) sowie V („Vorwarnliste“) als gefährdet bezeichnet. In Bezug auf die Rote Liste für Rheinland-Pfalz wurden Arten der Kategorien 0 („Ausgestorben oder verschollen“), 1 („Vom Aussterben bedroht“), 2 („Stark gefährdet“), 3 („Gefährdet“), und G („Gefährdung anzunehmen“) als gefährdet bezeichnet. Die nach WESTRICH et al. (2011) bzw. SCHMID-EGGER

et al. (1995) den übrigen Kategorien zugeordneten Arten gelten in der vorliegenden Arbeit als ungefährdet.

Zur Charakterisierung der Wildbienenfauna wurde die Individuen- und Artenverteilung auf Familien untersucht. Außerdem erfolgte eine Analyse der Anteile der erfassten Arten und Individuen bestimmter Wildbienengruppen an der erfassten Biozönose. Die erfassten Wildbienenarten wurden dazu nach ökologischen Informationen (WESTRICH 1990b; AMIET 1996; AMIET et al. 1999, 2001, 2004, 2007, 2010; VON HAGEN et al. 2003) zu Gruppen zusammengefasst. Als Kleptoparasiten wurden alle Arten definiert, die ihre Brut nicht eigenständig versorgen und stattdessen ihre Eier in die Nester ihrer Wirte ablegen. In Anlehnung an MICHENER (2007) wurden Bienenarten als oligolektisch bezeichnet, für die bezüglich des Pollensammelns eine Spezialisierung auf Pflanzenarten bestimmter Wirtspflanzenfamilien, -gattungen oder -arten nachgewiesen ist oder vermutet wird. Meist erstreckt sich diese Spezialisierung nicht auf Wirtspflanzen verschiedener Familien (WESTRICH 1990a). Für die hier als polylektisch bezeichneten Arten ist eine solche Spezialisierung weder nachgewiesen noch wird sie vermutet.

Als endogäisch nistende Wildbienen wurden die Arten zusammengefasst, welche sich durch eine unterirdische Nistweise auszeichnen. Diese Gruppe umfasst auch Arten, welche sowohl ober- als auch unterirdisch nisten, wie z.B. *Bombus hortorum*. Entsprechend wurden Arten als hypergäisch nistend bezeichnet, wenn sie ihre Nester ausschließlich oberirdisch anlegen. Bezüglich der kleptoparasitischen Arten wurde die Unterteilung in hypergäisch und endogäisch nistende Arten anhand ihrer Wirte vorgenommen. Endogäisch nistende Arten, die an vegetationsfreien bis schütter bewachsenen Stellen nisten, wurden als Offenboden-nister zusammengefasst. Des Weiteren erfolgte eine Einteilung in Bienen, die mit Brombeeren (*Rubus* spp.), Trockenmauern, Weinbergen und Weinbergbrachen assoziiert sind. In der Gruppe der Xerothermophilen wurden an trockenwarme Standorte gebundene Arten zusammengefasst. Bei der Zusammenfassung zu Gruppen wurden taxonomisch bedingte Artengruppen (siehe Abschnitt 2.3.4) nur berücksichtigt, wenn sich die darin zusammengefassten Arten in Bezug auf das Kriterium der Gruppenbildung gleich verhielten.

Um die erfassten Wildbienenzöosen qualitativ mit im näheren Umkreis erzielten Erfassungsergebnissen zu vergleichen und dadurch in einen regionalen Kontext zu setzen, wurden die Ergebnisse neuerer Untersuchungen herangezogen: vom Rosenberg bei Pommern, in Nachbarschaft zum Untersuchungsstandort der vorliegenden Arbeit (HEMBACH et al. 1996; nachfolgend als Standort KTM bezeichnet, unter Vermerk des Untersuchungsjahres bzw. der Publikation in Abgrenzung zum Untersuchungsstandort der vorliegenden Arbeit); aus dem Naturraum Osann-Veldenzer Umlaufberge im

Mittleren Moseltal (KRAHNER 2017; nachfolgend als Standort OVU bezeichnet); aus dem NSG Streuobstwiesen bei Wehlen, im Moseltal zwischen Wehlen und Bernkastel-Kues gelegen (HEMBACH et al. 1998; nachfolgend als Standort Wehlen bezeichnet); aus dem NSG Roßstein bei Dörscheid im Mittelrheintal (CÖLLN et al. 2011; FROMMER et al. 2014; nachfolgend als Standort Roßstein bezeichnet); aus dem NSG Koppelstein im Mittelrheintal (RISCH et al. 1991; nachfolgend als Standort Koppelstein bezeichnet); aus dem NSG Ahrschleife bei Altenahr im Ahrtal (RISCH 1993; nachfolgend als Standort Ahrschleife bezeichnet); von einem aufgelassenen Kalksteinbruch bei Dahlem in der Eifel (SCHINDLER et al. 2001; nachfolgend als Standort Dahlem bezeichnet); sowie aus der an die Kölner Bucht angrenzenden Wahner Heide (BISCHOFF 2001; nachfolgend als Standort Wahner Heide bezeichnet). Diese Arbeiten beziehen sich auf Untersuchungsgebiete, die offene, xerotherme Habitate umfassen und in einem Umkreis von 80 km um den Untersuchungsstandort der vorliegenden Arbeit liegen.

Die über MF gewonnenen Daten der Untersuchungen von CÖLLN et al. (2011) und FROMMER et al. (2014) stammen vom selben Untersuchungsstandort aus aufeinanderfolgenden Jahren und wurden vor der Analyse vereinigt. Arten, die aus taxonomischen Gründen in der vorliegenden Untersuchung in Artengruppen zusammengefasst wurden (siehe Abschnitt 2.3.2), wurden nicht berücksichtigt. Zwecks Verbesserung der Vergleichbarkeit wurden die auf Sichtfängen und MF basierenden Ergebnisse getrennt betrachtet. Die Ähnlichkeit der erfassten Biozönosen wurde anhand von Jaccard-Distanzen ermittelt. Für die hierarchisch-agglomerative Cluster-Analyse wurde der UPGMA-Algorithmus (unweighted pair group method using arithmetic means, ungewichtete Paargruppenmethode mittels arithmetischer Mittelwerte)

verwendet, da hierdurch eine maximale Korrelation zwischen ursprünglichen Distanzen und den Distanzen der Cluster-Struktur erreicht wird (VAN TONGEREN 1995) und die ursprünglichen Distanzen weitgehend unverzerrt erhalten bleiben (LEYER et al. 2007). Die Cluster-Analyse wurde mit dem Paket vegan (OKSANEN et al. 2016) in R durchgeführt (R Core Team 2014). Die statistische Signifikanz der Cluster wurde anschließend durch die SIMPROF-Routine (CLARKE et al. 2008) mit dem Paket clustsig (WHITAKER et al. 2014) in R bestimmt (R Core Team 2014; 9999 Permutationen).

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Erfassungsergebnis

Insgesamt wurden neben 238 Individuen von *Apis mellifera* 3254 Wildbienenindividuen erfasst, von denen acht Exemplare unbestimmt bzw. unsicher bestimmt blieben. Diese nicht eindeutig bestimmten Individuen bleiben im Folgenden unberücksichtigt. Aus den 3246 determinierten Individuen, von denen 252 durch MF, 1321 durch SLT, sowie 1673 durch FS erfasst wurden, ergeben sich 159 nachgewiesene Arten. Die geschätzte Artenzahl beträgt 198 [177; 241] (Mittelwert und 95 %-Konfidenzintervall), es wurden also 80,4 % [66,0 %; 89,7 %] der geschätzten Wildbienenartenzahl erfasst. Der Grad der Erfassung tatsächlich vorkommender Arten lässt sich auch der individuenbasierten kombinierten Rarefaction- und Extrapolationskurve in Figur 3 entnehmen.

Die vollständige Liste der erfassten Wildbienenarten befindet sich im Anhang (Tab. A1). Ergänzend dazu liegen im Hinblick auf die Taxa, die aus taxonomischen Gründen zu Artengruppen zusammengefasst wurden,

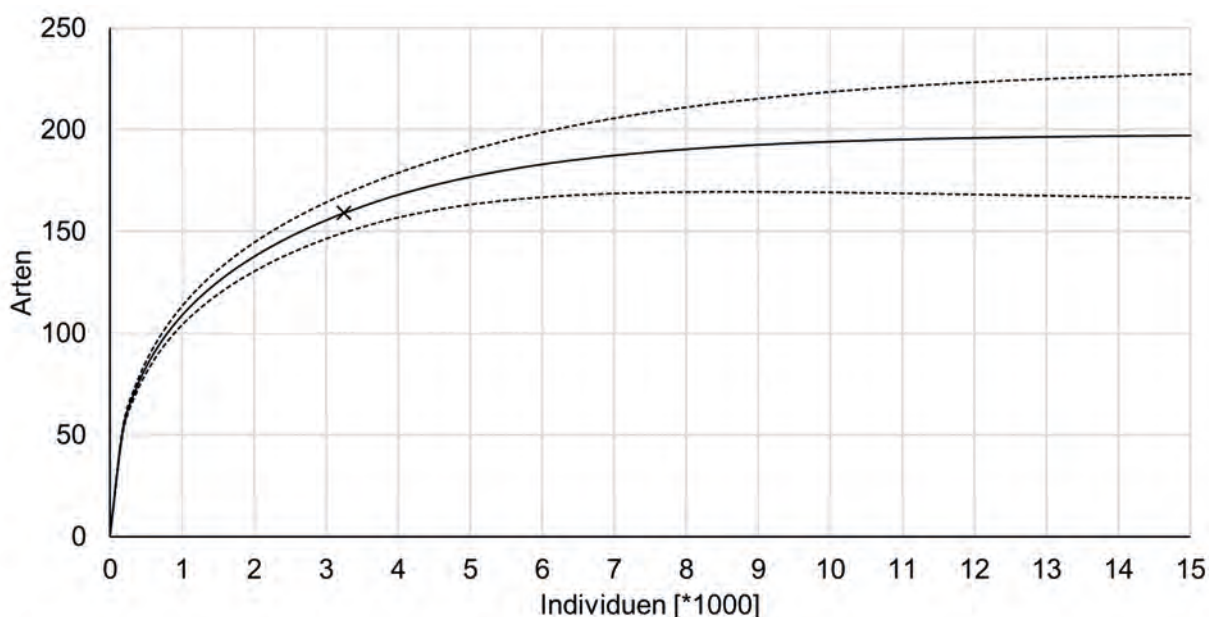


Fig. 3: Kombinierte Rarefaction- und Extrapolationskurve der erfassten Wildbienen. x Beobachteter Wert. – Inter- bzw. Extrapolation. - - 95 %-Konfidenzintervall.

für einige Individuen eindeutige Bestimmungen vor. Für die unter *Bombus hortorum* agg. zusammengefassten Individuen ergaben alle sicheren Bestimmungen *B. hortorum*. Unter den in *B. terrestris* agg. zusammengefassten Arten (408 Individuen) wurden anhand eindeutig bestimmter, männlicher Individuen *B. cryptarum* (8 Individuen) und *B. terrestris* (26 Individuen) nachgewiesen. Sämtliche männliche Individuen der unter *Halictus simplex* agg. zusammengefassten Arten sind eindeutig als *H. langobardicus* bestimmt worden (23 von insgesamt 173 Individuen). Schließlich lagen sichere Bestimmungen für wenige in *Lasioglossum smeathmanellum* agg. zusammengefasste Individuen vor, die ausschließlich *L. smeathmanellum* ergaben.

Die am häufigsten erfassten Wildbienenarten gehören mit über 12 % Anteil an der Gesamtindividuenzahl der *Bombus terrestris* agg. an (Fig. 4), gefolgt von *Lasioglossum morio* und *Andrena flavipes* mit einem Individuenanteil von jeweils über 10 % bzw. 7 %. Die acht am häufigsten erfassten Wildbienenarten (5,0 % der erfassten Arten) stellen einen Anteil an der Anzahl insgesamt erfasster Individuen von 54,3 %, während 44 Arten (27,7 % der erfassten Arten) mit jeweils einem Individuum und 25 Arten (15,7 % der erfassten Arten) mit jeweils zwei Individuen erfasst wurden (Fig. 4).

Die Familie der Halictidae stellt den größten Anteil der erfassten Individuen, gefolgt von den Apidae und den Andrenidae (Tab. 2). Auch im Hinblick auf den Arten-

anteil stehen die Halictidae an erster Stelle, gefolgt von den Megachilidae und den Andrenidae.

Unter Berücksichtigung der zu bewertenden Taxa sind nach der Roten Liste für Rheinland-Pfalz (SCHMID-EGGER et al. 1995) 8,5 % der Individuen bzw. 22,9 % der Arten einer Gefährdungskategorie zugeordnet (Tab. 3). Nach der Roten Liste für die BRD (WESTRICH et al. 2011) sind, inklusive Vorwarnliste, 13,3 % der Individuen bzw. 30,8 % der Arten als gefährdet zu betrachten.

Die Ergebnisse der Erfassungen in Bezug auf verschiedene Wildbienengruppen sind Tab. 4 zu entnehmen. Der Anteil der erfassten endogäisch nistenden Wildbienen ist sowohl im Hinblick auf Arten als auch hinsichtlich der Individuen deutlich größer als der der hypergäisch nistenden Wildbienen. Fast ein Fünftel der erfassten Arten sind Kleptoparasiten, deren Individuenanteil insgesamt unter 3 % beträgt. In Bezug auf die erfassten Arten und Individuen überwiegen die polylektischen Wildbienen die oligolektischen deutlich. Fast ein Drittel der erfassten Arten sowie über ein Drittel der erfassten Individuen sind mit Weinbergbrachen assoziierte Wildbienen. Die an offenen Bodenstellen nistenden, mit *Rubus* und Weinbergen assoziierten Wildbienen erreichen Individuen- und Artenanteile von über 10 %. Ein Großteil der hypergäisch nistenden Individuen (432 von 523, also 82,6 %) nistet in Stängeln von *Rubus*. Mit Trockenmauern assoziierte und xerothermophile Wildbienenarten machen jeweils über 8 % der erfassten

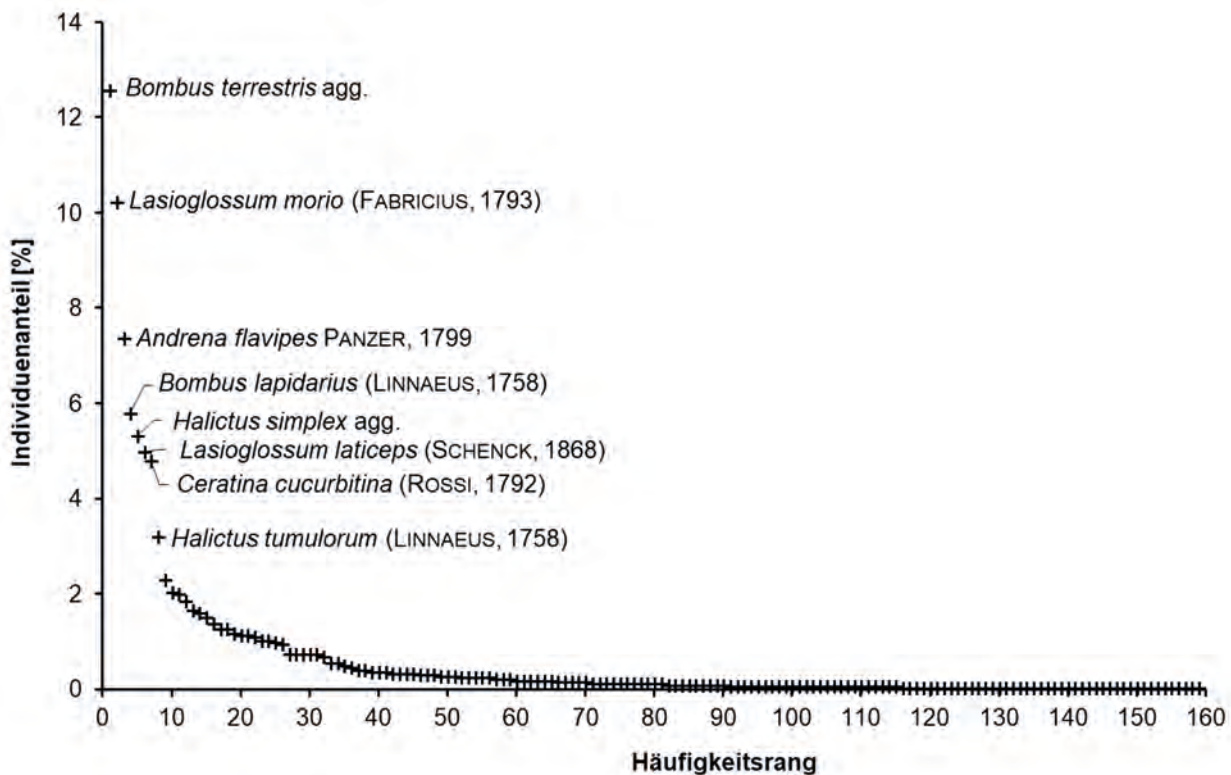


Fig. 4: Rang-Abundanzkurve der erfassten Wildbienen. Aus Darstellungsgründen werden nur Taxa mit Individuenanteilen von mindestens 3 % namentlich aufgeführt.

Tab. 2: Familienzugehörigkeit der in 2012 und 2013 erfassten Wildbienenindividuen und -taxa.

Familie	Individuen	Individuenanteil [%]	Arten	Artenanteil [%]
Andrenidae	462	14,2	31	19,5
Anthophoridae	249	7,7	20	12,6
Apidae	766	23,6	13	8,2
Colletidae	304	9,4	21	13,2
Halictidae	1274	39,2	41	25,8
Megachilidae	190	5,9	32	20,1
Melittidae	1	0,0*	1	0,6
Gesamtergebnis	3246	100,0	159	100,0

* Rundungswert.

Tab. 3: Verteilung der in 2012 und 2013 erfassten Wildbienenindividuen und -taxa auf die Gefährdungskategorien der Roten Listen für Rheinland-Pfalz und die BRD. Berücksichtigt wurden ausschließlich Taxa, für die eine eindeutige Zuordnung zu den Gefährdungskategorien erfolgen konnte.

Rote Liste	Kategorie	Individuen	Individuenanteil [%]	Arten	Artenanteil [%]
RLP 1995 ¹	2	83	3,2	6	3,9
	3	136	5,3	29	19,0
	-	2353	91,5	118	77,1
	Summe	2572	100,0	153	100,0
D 2011 ²	2	42	1,5	4	2,6
	3	137	5,0	27	17,3
	G	42	1,5	2	1,3
	V	146	5,3	15	9,6
	*	2385	86,7	108	69,2
	Summe	2752	100,0	156	100,0

¹ Rote Liste für Rheinland-Pfalz (SCHMID-EGGER et al. 1995); ² Rote Liste für die BRD (WESTRICH et al. 2011).

Tab. 4: Arten- und Individuenzahlen der betrachteten Wildbienengruppen sowie prozentuale Verteilung der erfassten Arten und Individuen auf die Wildbienengruppen. Es sei erwähnt, dass einzelne Arten mehrfach aufgeführt sind.

	Arten	Anteil [%]	Individuen	Anteil [%]
Gesamtergebnis	159	100,0	3246	100,0
Hypergäisch Nistende	39	24,5	523	16,1
Endogäisch Nistende	120	75,5	2723	83,9
Kleptoparasiten	29	18,2	81	2,5
Oligolektische	47	29,6	419	12,9
Polylektische	109	68,6	2589	79,8
Offenbodennister	36	22,6	513	15,8
<i>Rubus</i> -Assoziierte	22	13,8	432	13,3
Trockenmauerassoziierte	13	8,2	460	14,2
Weinbergassoziierte	21	13,2	448	13,8
Weinbergbrachenassoziierte	50	31,4	1233	38,0
Xerothermophile	14	8,8	147	4,5

Arten aus, unterscheiden sich aber in den Individuenanteilen. Während für rund 14 % der erfassten Individuen eine Assoziation mit Trockenmauern beschrieben ist, sind xerothermophile Arten mit einem Anteil von unter 5 % der gesamten Individuen erfasst worden.

3.2 Einordnung des Erfassungsergebnisses im regionalen Kontext

Die Vergleiche der aus dieser Arbeit resultierenden Erfassungsergebnisse mit denen früherer Untersuchungen sind unter Vorbehalt zu betrachten. Einschätzungen von Erfassungsgrad und aufwand früherer Untersuchungen anhand der entsprechenden Publikationen waren schwierig bis unmöglich. Ohne Beurteilung der Erfassungsgenauigkeit, die durch verschiedene Studien erzielt wurden, verlieren die Vergleiche der erfassten Zönosen jedoch an Aussagekraft hinsichtlich planungsbezogener und ökologischer Fragestellungen (SCHMID-EGGER 1995). Im Hinblick auf die durch MF gewonnenen Ergebnisse sind zusätzlich zu den Unterschieden in den Stellzeiten (HEMBACH et al. 1996) unterschiedliche Fallenkonstruktionen zu berücksichtigen (TOWNES 1962; 1972; AUSDEN et al. 2008).

3.2.1 Gesamtartenzahlen und gefährdete Arten

Mittels MF wurden am Untersuchungsstandort im Zuge der vorliegenden Arbeit geringe Gesamtartenzahlen erfasst, verglichen mit anderen regionalen Wildbienenerfassungen (Tab. 5). Knapp ein Fünftel der festgestellten Arten ist einer Gefährdungskategorie zuzuordnen. Der ermittelte Artenreichtum liegt am Koppelstein (RISCH et al. 1991) und am Roßstein (CÖLLN et al. 2011; FROMMER et al. 2014) deutlich höher als am Standort der vorliegenden Untersuchung. Auch der Anteil der gefährdeten Arten liegt mit etwa einem Drittel aller erfassten Arten deutlich höher im Vergleich zum Ergebnis dieser Arbeit. Eine frühere Untersuchung in unmittelbarer Nähe zum Standort der vorliegenden Untersuchung (HEMBACH et al. 1996) erbrachte ebenfalls mehr Arten insgesamt und einen höheren Anteil gefährdeter Arten im Vergleich zur vorliegenden Arbeit. Die von HEMBACH et al. (1996) festgestellten Ergebnisse liegen aber deutlich näher zu den Werten der vorliegenden Untersuchung als zu den im Mittelrheintal beobachteten. Die Gesamtheit (RISCH et al. 1991; HEMBACH et al. 1996) bzw. der Großteil der Daten früherer Untersuchungen (CÖLLN et al. 2011; FROMMER et al. 2014) wurden in nur einer Saison und mit nur einer (HEMBACH et al. 1996; FROMMER et al. 2014) bzw. zwei MF (RISCH et al. 1991; CÖLLN et al. 2011) erhoben. Dennoch liefern der kontinuierliche Betrieb der MF in diesen früheren Studien und die im Vergleich mit der vorliegenden Arbeit weitaus größeren Erfassungszahlen von knapp 1200 (HEMBACH et al. 1996), über 3100 (CÖLLN et al. 2011)

bzw. über 5800 Individuen (RISCH et al. 1991) Hinweise auf einen größeren Erfassungsaufwand in diesen früheren Untersuchungen, im Vergleich zur vorliegenden Arbeit. Aus diesem Grund ist davon auszugehen, dass die in Tabelle 5 aufgeführten Ergebnisse neben tatsächlichen Unterschieden in den beprobten Zönosen auch Methodenunterschiede widerspiegeln.

Kaum mehr Arten als in dieser Arbeit wurden durch MF an der Ahrschleife erfasst (RISCH 1993), während der Anteil gefährdeter Arten aus der früheren Untersuchung hinter dem Ergebnis der vorliegenden Erfassung zurücksteht und diesbezüglich den niedrigsten Wert aller hier in Augenschein genommenen Untersuchungen ergibt (Tab. 5). Die Ergebnisse von RISCH (1993) beruhen auf dem Einsatz nur einer MF, die allerdings kontinuierlich für eine Saison betrieben wurde. Im Vergleich zur vorliegenden Arbeit sind der Untersuchung von RISCH (1993) also eine geringere räumliche und eine höhere zeitliche Erfassungsintensität zu attestieren. Dass RISCH (1993) mittels MF insgesamt 464 Wildbienenindividuen erfasste, indiziert einen größeren Erfassungsaufwand gegenüber der vorliegenden Untersuchung. Demzufolge deuten die Ergebnisse darauf hin, dass der Anteil gefährdeter Arten an der Ahrschleife tatsächlich niedriger liegt als am Untersuchungsstandort der vorliegenden Arbeit. Der Unterschied zwischen den Gesamtartenzahlen, die einerseits an der Ahrschleife, andererseits am Untersuchungsstandort der vorliegenden Arbeit erfasst wurden, könnte durch die unterschiedliche Erfassungsmethodik verursacht worden sein.

In Wehlen wurden durch HEMBACH et al. (1998) mit zwei MF während eines Erfassungszeitraums von zwei Jahren mehr als doppelt so viele Arten wie in der vorliegenden Untersuchung erfasst, während der Anteil gefährdeter Arten niedriger liegt (Tab. 5). Der kontinuierliche Betrieb der MF sowie die vergleichsweise große Anzahl von 2108 erfassten Individuen (HEMBACH et al. 1998) weisen auf einen höheren Erfassungsaufwand in dieser Arbeit im Vergleich zur vorliegenden hin. Folglich deuten die Ergebnisse auf einen geringeren Anteil gefährdeter Arten in Wehlen im Vergleich zum Standort der vorliegenden Untersuchung hin, während hinsichtlich der Gesamtartenzahlen methodisch bedingte Unterschiede nicht ausgeschlossen werden können.

Bezogen auf den Sichtfang resultieren aus der vorliegenden Untersuchung, verglichen mit früheren Erfassungen in der Region, die höchsten Werte für die insgesamt erfassten Arten und den Anteil gefährdeter Arten (Tab. 5). Die Werte der vorliegenden Arbeit unterscheiden sich nur unwesentlich von denen, die am Standort OVU, allerdings mit größerem Erfassungsaufwand, festgestellt wurden (KRAHNER 2017). Am Koppelstein (RISCH et al. 1991) wurden weniger, in der Wahner Heide (BISCHOFF 2001) und bei Dahlem (SCHINDLER et al. 2001) deutlich weniger Arten erfasst

Tab. 5: Gesamtartenzahlen und Anteile gefährdeter Arten der vorliegenden Untersuchung (fett gedruckt) sowie früherer Erfassungen im 80 km-Umkreis: in den Naturräumen Klotten-Treiser Moseltal und Osann-Veldenzer Umlaufberge (beide im Naturraum Mittleres Moseltal gelegen), im NSG Koppelstein und am Roßstein (beide im Mittelrheintal gelegen), im NSG Ahrschleife bei Altenahr (Ahrtal), sowie in der Wahner Heide (angrenzend an die Kölner Bucht). Zwei der berücksichtigten früheren Untersuchungen umfassten Ergebnisse sowohl aus Sichtfängen als auch aus MF.

Methode	Standort	Jahr	Arten	Gef. [%] ¹	Quelle
MF	KTM ²	2012-2013	43	18,6	KRAHNER 2017
	OVU ³	2013-2014	46	19,6	KRAHNER 2017
	Koppelstein	1985	108	31,5	RISCH et al. 1991
	Ahrschleife	1986	47	14,9	RISCH 1993
	Wehlen	1991-1992	103	16,5	HEMBACH et al. 1998
	KTM ²	1993	65	24,6	HEMBACH et al. 1996
	Roßstein	1999-2000	147	34,7	CÖLLN et al. 2011
Sichtfang	KTM ²	2012-2013	113	31,9	KRAHNER 2017
	OVU ³	2013-2014	111	31,5	KRAHNER 2017
	Koppelstein	1984-1986	106	27,4	RISCH et al. 1991
	Ahrschleife	1985-1986	41	12,2	RISCH 1993
	Dahlem	1994-1996	84	25,0	SCHINDLER et al. 2001
	Wahner Heide	1995-2000	85	27,1	BISCHOFF 2001

¹ Anteil gefährdeter Arten (WESTRICH et al. 2011), inkl. Vorwarnliste; ² Klotten-Treiser Moseltal; ³ Osann-Veldenzer Umlaufberge.

als in der vorliegenden Arbeit, während der Anteil gefährdeter Arten in diesen drei früheren Untersuchungen im Vergleich zueinander kaum einen Unterschied zeigt und etwas geringer im Vergleich zur vorliegenden Arbeit ausfällt. Die mit Abstand niedrigsten Werte in Bezug auf die erfasste Artenzahl und den Anteil gefährdeter Arten resultieren aus der Untersuchung an der Ahrschleife (RISCH 1993). Alle früheren, für den Vergleich von Sichtfangergebnissen herangezogenen Arbeiten umfassen mindestens zwei Untersuchungsjahre und stehen diesbezüglich nicht hinter der vorliegenden Arbeit zurück. Vergleichsweise niedrige Erfassungszahlen von 653 (RISCH et al. 1991) bzw. 109 Individuen (RISCH 1993) deuten aber auf einen größeren Erfassungsaufwand in der vorliegenden Arbeit im Vergleich zu den früheren Untersuchungen hin. Daher erscheint die Validität der festgestellten Unterschiede zwischen den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit und den Sichtfangerfassungen an Koppelstein und Ahrschleife fraglich. Weder bei BISCHOFF (2001) noch bei SCHINDLER et al. (2001) finden sich Angaben zur Anzahl erfasster Individuen. Die angegebenen Begehungsfrequenzen und Probeflächenzahlen lassen jedoch auf einen Erfassungsaufwand schließen, der demjenigen der vorliegenden Arbeit entspricht oder diesen übertrifft. Dies spricht dafür, dass die festgestellten Unterschiede zwischen den erfassten Zönosen am Standort der vorliegenden Untersuchung einerseits und bei Dahlem bzw. in der Wahner Heide andererseits nicht allein durch methodisch bedingte Unterschiede hervorgerufen werden.

Am Untersuchungsstandort der vorliegenden Arbeit wurde durch Sichtfang annähernd die Gesamtartenzahl erreicht, die im NSG Mainzer Sand und in den daran angrenzenden Sandgebieten infolge einer etwa 140-jährigen Sammeltätigkeit resultierte (SCHMIDT et al. 1987). Angesichts der stark kontrastierenden Ausdehnung der Erfassungszeiträume, die den Ergebnissen vom Mainzer Sand und den hier vorliegenden zugrunde liegen, ist dieser Befund bemerkenswert, wenngleich er vermutlich weitestgehend in der Verschiedenheit des Untersuchungsstandortes vom NSG Mainzer Sand (Sandgebiet) bezüglich der Habitatsigenschaften begründet ist.

3.2.2 Ähnlichkeit der erfassten Zönosen

Trotz unterschiedlicher Untersuchungsdesigns ähneln sich die am Standort OVU (KRAHNER 2017) und die in der vorliegenden Untersuchung erfassten Artenspektren im Vergleich zu denen früherer Untersuchungen an anderen Standorten im näheren Umkreis (Fig. 5). Ausgehend von den Fängen durch MF bilden, in Bezug auf die Ähnlichkeit der Artenzusammensetzung, zum einen der Untersuchungsstandort und der Standort OVU, zum anderen die Standorte früherer Untersuchungen im Mittelrheintal (Koppelstein und Roßstein; CÖLLN et al. 2011; FROMMER et al. 2014; RISCH et al. 1991) jeweils ein signifikantes Cluster (Fig. 5). Die im Mittelrheintal erfassten Biozönosen weisen eine deutlich höhere Ähnlichkeit zueinander auf, verglichen mit den

beiden Biozönosen, die in der vorliegenden Arbeit und am Standort OVU erfasst wurden. Diese Feststellung steht vermutlich im Zusammenhang mit dem höheren Erfassungsaufwand, der an den Standorten im Mittelrheintal im Vergleich zur Untersuchung am Standort OVU (KRAHNER 2017) und zur vorliegenden Arbeit betrieben wurde (s.o.). Die in früheren Untersuchungen in unmittelbarer Nähe des Standortes der vorliegenden Untersuchung (HEMBACH et al. 1996) und an der Ahrschleife (RISCH 1993) erfassten Wildbienenzönosen sind keinem signifikanten Cluster zuzuordnen. Als Ursachen für die geringe Ähnlichkeit, aber auch für den Unterschied im festgestellten Artenreichtum der in der vorliegenden Untersuchung sowie in der Untersuchung von HEMBACH et al. (1996) erfassten Wildbienenzönosen kommen unterschiedliche Konstruktionsweisen und Standorte der Malaise-Fallen in Betracht. Der kontinuierliche Betrieb (HEMBACH et al. 1998) der Fallen in der Untersuchung von HEMBACH et al. (1996) trägt höchstwahrscheinlich zu einer größeren Zahl erfasster Arten bei (s.o.), während sich aufgrund der vergleichsweise späten Aktivierung der Fallen Ende Mai (HEMBACH et al. 1998) in der Untersuchung von HEMBACH et al. (1996) einige frühsaisonale Arten der Erfassung entzogen, die in der vorliegenden Arbeit erfasst wurden.

Die Ähnlichkeit der Artenzusammensetzung der durch Sichtfänge erfassten Wildbienenzönosen führt zu einem signifikanten Cluster, der den Untersuchungsstandort der vorliegenden Arbeit und den Standort OVU (KRAHNER 2017) umfasst (Fig. 5B). Die vier übrigen Biozönosen, die an der Ahrschleife (RISCH 1993), in der Wahner Heide (BISCHOFF 2001), bei Dahlem (SCHINDLER et al. 2001) sowie am Koppelstein erfasst wurden (RISCH et al. 1991), lassen sich keinem signifikanten Cluster zuordnen. Der vergleichsweise geringe Erfassungsaufwand, der an der Ahrschleife und am Koppelstein in Bezug auf den Sichtfang betrieben wurde (s.o.), leistet vermutlich einen methodisch bedingten Beitrag zur festgestellten Unähnlichkeit der dort erfassten Zönosen im Vergleich zum Standorten der vorliegenden Untersuchung. Es steht zu vermuten, dass die Unterschiede hinsichtlich der Zönosenzusammensetzung, die zwischen dem Untersuchungsstandort der vorliegenden Arbeit und den Erfassungen bei Dahlem (SCHINDLER et al. 2001; aufgelassener Kalksteinbruch) und in der Wahner Heide (BISCHOFF 2001; Sand- und Heidegebiet) festzustellen sind, auf biotoptypischen Eigenheiten beruhen.

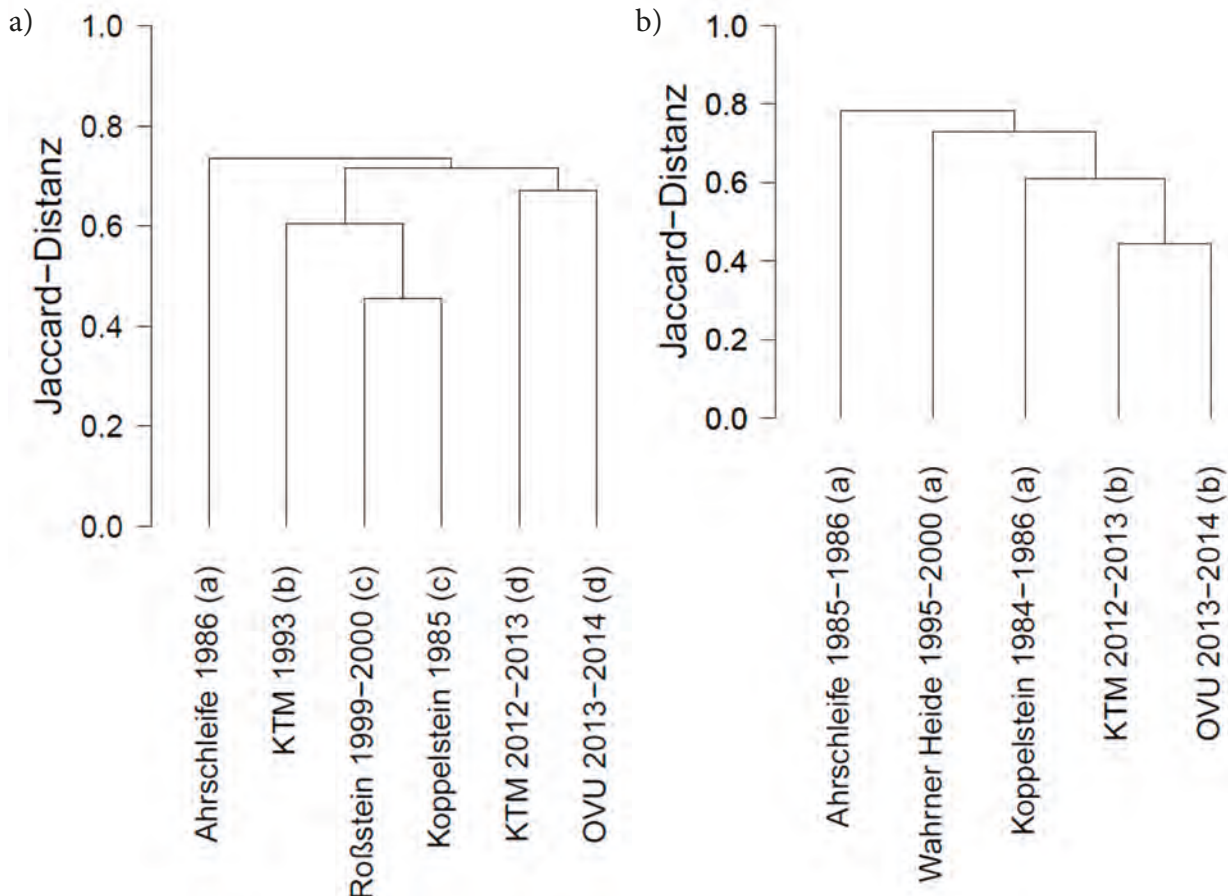


Fig. 5a-b: Cluster-Dendrogramme der Jaccard-Distanzen zwischen Wildbienenzönosen, die in verschiedenen Untersuchungen durch MF (a) bzw. Sichtfang (b) erfasst wurden. Die Biozönosen sind durch Untersuchungsstandorte und -jahre gekennzeichnet. Kleine Buchstaben in Klammern markieren signifikante Cluster (SIMPROF, $P \leq 0,05$). Die Datenquellen sind Tabelle 5 zu entnehmen.

3.2.3 Verteilung der erfassten Individuen und Arten auf verschiedene Wildbienenengruppen

Die Verteilungen der am Untersuchungsstandort (Tab. 4) und in den Osann-Veldenzener Umlaufbergen des Mittleren Moseltals (KRAHNER 2017) erfassten Arten und Individuen auf verschiedene Wildbienenengruppen stimmen weitgehend überein. Der Anteil parasitischer Arten liegt am Standort der vorliegenden Untersuchung (Tab. 4) unter den Erfassungen am Roßstein (CÖLLN et al. 2011) und in einer aufgelassenen Kiesgrube in der Zülpicher Börde (CÖLLN et al. 2007), ist jedoch vergleichbar mit den Anteilen, die RISCH et al. (1991) am Koppelstein/ Mittlrheintal sowie WESTRICH (1980) am Tübinger Spitzberg feststellten. Der relativ hohe Anteil von Wildbienenarten mit parasitischer Lebensweise liefert außerdem Hinweise auf eine vergleichsweise geringe Beeinträchtigung der Wildbienenzönose durch die Steillagenbewirtschaftung, da Wechselbeziehungen zwischen Parasiten und ihren Wirten infolge anthropogener Einflüsse in der Regel zuerst geschädigt werden (MÜHLENBERG 1993).

Die Erfassungsergebnisse im Hinblick auf endogäisch und hypergäisch nistende Arten (Tab. 4) sind vergleichbar mit den Beobachtungen am Roßstein (CÖLLN et al. 2011) und im Weinbaugebiet des mittleren Ahrtales (WOLLMANN 1986). Endogäisch nistende Wildbienen überwiegen am Untersuchungsstandort der vorliegenden Arbeit hinsichtlich ihres Artenanteils gegenüber den hypergäisch nistenden. Auch RISCH (1993) stellte im Ahrtal einen überwiegenden Anteil endogäisch nistender gegenüber hypergäisch nistenden Wildbienen fest und erklärt diesen Befund mit dem entsprechenden Angebot an Nistrequisiten am Untersuchungsstandort. Entsprechend kommen als Faktoren, die dem in der vorliegenden Arbeit festgestellten, relativ hohen Anteil hypergäisch nistender Wildbienenarten zu Grunde liegen, das Vorhandensein abgestorbener Rebstöcke in Drieschen (HEMBACH et al. 1996) sowie die Ausstattung des Standortes mit abgestorbenen Stängeln von *Rubus* spp. (CÖLLN 1996) in Betracht. Ebenso wie WESTRICH (1980) am Spitzberg bei Tübingen beobachteten HEMBACH et al. (1996) einen im Vergleich zur vorliegenden Arbeit deutlich höheren Anteil hypergäisch nistender Wildbienen. HEMBACH et al. (1996) führen dies auf eine anthropogene Förderung hypergäisch nistender Wildbienen durch Pflegemaßnahmen zur Eindämmung von Brombeerbeständen zurück, die in unmittelbarer Umgebung der eingesetzten Malaise-Falle durchgeführt wurden. Ein hoher Anteil in *Rubus*-Stängeln nistender Arten unter den hypergäisch nistenden, der auch von HEMBACH et al. (1996) beobachtet wurde, zeigt die Bedeutung markhaltiger Stängel als Nistrequisiten am Untersuchungsstandort der vorliegenden Arbeit an. Im Vergleich zu aufgelassenen Kiesgruben (CÖLLN et al. 2007) ist in der vorliegenden Arbeit erwartungsgemäß ein größerer Anteil hypergäisch nistender Wildbienen zu verzeichnen.

Schütter bewachsene Schotterflächen werden von HEMBACH et al. (1996) als ein bedeutender Faktor für die Besiedlung des Standortes KTM durch Wildbienen angesehen. Die Bedeutung von vegetationsfreien bis schütter bewachsenen Bodenstellen für die Biozönose wird durch den erfassten Anteil der Bienen, die an solchen Stellen nisten (Tab. 4), untermauert. Auch von STEFFAN-DEWENTER (1998) wurde die Bedeutung dieser Kleinstrukturen für die Besiedlung durch endogäisch nistende Wildbienenarten festgestellt: im Zusammenhang mit höheren Pflanzendeckungsgraden wurden auf Magerrasenflächen deutlich geringere Bodennestdichten beobachtet (STEFFAN-DEWENTER 1998), während ein höherer Verbuschungsgrad mit einer höheren Diversität hypergäisch nistender Wildbienen einhergeht (STEFFAN-DEWENTER 1998).

3.2.4 Dominanzverhältnisse

In den Biozönosen, die in der vorliegenden Arbeit erfasst wurden, herrschen wenige Arten mit einem großen Individuenanteil vor (Fig. 4). Vergleichbare Anzahlen dominanter Arten wurden auch in früheren Untersuchungen in der Nähe des Untersuchungsstandortes (HEMBACH et al. 1996) sowie am Roßstein (CÖLLN et al. 2011) und am Koppelstein (RISCH et al. 1991) erfasst. Die Fraktion dominanter Arten wird vornehmlich durch ubiquitäre Arten mit geringen ökologischen Ansprüchen gebildet: *Andrena flavipes* (WESTRICH 1990b; SCHMID-EGGER 1995), *Bombus* spp. (WESTRICH 1990b), *Halictus tumulorum* (WESTRICH 1990b), *Lasioglossum morio* (WESTRICH 1990b) sowie *L. laticeps* (WESTRICH 1990b).

Soziale Halictidae zählten auch in früheren Erfassungen in der Region zu den dominanten Arten (RISCH et al. 1991; RISCH 1993; HEMBACH et al. 1996; CÖLLN et al. 1999; CÖLLN et al. 2011). *Lasioglossum morio* ist die am zweithäufigsten vertretene Art im Untersuchungsergebnis der vorliegenden Arbeit (Fig. 4). Das dominante Auftreten von *L. morio* wird auch an der Ahrschleife (RISCH 1993), am Roßstein (CÖLLN et al. 2011) und am Koppelstein (RISCH et al. 1991), darüber hinaus in der Keuper-Scharen-Region der südlichen Eifel (CÖLLN et al. 1999) beobachtet. Auch am Spitzberg bei Tübingen ist diese Art häufig (SCHMIDT 1966; WESTRICH 1980). Die Dominanz dieser Art gilt als charakteristisch für warme Standorte mit einem hohen Anteil an Rohboden (CÖLLN et al. 2011).

HEMBACH et al. (1996) und CÖLLN et al. (2011) erfassten in Übereinstimmung mit der vorliegenden Untersuchung *Lasioglossum laticeps* als dominante Art in unmittelbarer Nähe zum Untersuchungsstandort bzw. am Roßstein. Ebenfalls in unmittelbarer Nähe zum Standort (HEMBACH et al. 1996) sowie am Koppelstein (RISCH et al. 1991) wurde *Halictus tumulorum* als dominante Art identifiziert. Die im Vergleich zu den meisten anderen erfassten Familien geringe Individuenstärke der Mega-

chilidae, die in der vorliegenden Arbeit zu verzeichnen ist (Tab. 2), entspricht den Verhältnissen, die RISCH (1993) an der Ahrschleife beobachtete und mit dem Mangel entsprechender Niststrukturen begründet.

Bombus terrestris agg. ist am Untersuchungsstandort als dominant zu bezeichnen (Fig. 4). Anhand der eindeutig bestimmten männlichen Exemplare wurden *B. terrestris* und *B. cryptarum* nachgewiesen. Das Fehlen von *B. magnus* ist durch die Assoziation mit Heidelandschaften (SCRIVEN et al. 2015) sowie die Nahrungspräferenz für Ericaceae (SCRIVEN et al. 2016) zu erklären. Am Untersuchungsstandort wurde ferner die Kuckuckshummel *B. bohemicus* nachgewiesen, die bei *B. lucorum* parasitiert (WESTRICH 1990b). Dieser Befund deutet auf ein Wirtsspektrum von *B. bohemicus* hin, welches neben *B. lucorum* auch *B. cryptarum* umfasst, zumal WESTRICH (1990b) *B. cryptarum* noch nicht von *B. lucorum* abtrennte.

Am Untersuchungsstandort ist *Ceratina cucurbitina* dominant vertreten (Fig. 4). Diese Art wurde in unmittelbarer Nähe zum Standort KTM von HEMBACH et al. (1996), am Roßstein von CÖLLN et al. (2011) als dominante Art erfasst. *Ceratina cucurbitina* ist eine thermophile Art, deren Vorkommen zusätzlich an das Vorhandensein von Nistrequisiten in Form von markhaltigen Stängeln gebunden sind und u.a. in Weinbergbrachen liegen (WESTRICH 1990b). Die Dominanz dieser Art kennzeichnet den Untersuchungsstandort daher als Wärmestandort. Da anhand männlicher Individuen innerhalb der im *Halictus simplex* agg. zusammengefassten Arten nur *H. langobardicus* sicher nachgewiesen ist, kann aus der Dominanz dieser Artengruppe (Fig. 4) eine weitere Indikation für den Wärmestandort abgeleitet werden (WESTRICH 1990b). Dieser indirekte Hinweis wird durch den Umstand gestützt, dass HEMBACH et al. (1996) in unmittelbarer Nähe zum Standort KTM von den in der *H. simplex* agg. zusammengefassten Arten lediglich *H. eurygnathus* erfassten, eine im Vergleich zu *H. langobardicus* noch stärker an xerotherme Lebensräume gebundene Art (SCHMID-EGGER et al. 1995).

Der Anteil der Wildbienenarten, von denen jeweils nur ein Individuum erfasst wurde, liegt im Vergleich zu im Mittelrheintal durchgeführten, auf Sichtfängen und Farbschalen beruhenden Untersuchungen (RÜHL 1978) niedriger. Im Vergleich mit Untersuchungsergebnissen von Weinbaulagen des mittleren Ahrtals (WOLLMANN 1986) resultiert aus der vorliegenden Untersuchung eine ähnlich große Fraktion von Wildbienenarten, die mit einem Individuum erfasst wurden, sowie eine größere von solchen Arten, die mit zwei Individuen erfasst wurden. WOLLMANN (1986) wertet den großen Anteil mit geringen Individuenzahlen erfasster Arten als einen Hinweis auf geringe Populationsgrößen und das Vorliegen entsprechend hoher Wahrscheinlichkeiten für das Zusammenbrechen der lokalen Bestände, bereits infolge geringer negativer Einflüsse.

3.2.5 Bemerkenswerte Arten

Im Folgenden werden in Ergänzung zu den dominanten Wildbienenarten weitere Spezies aufgelistet, die aufgrund ihrer Ökologie bzw. ihres Gefährdungsstatus eine Charakterisierung des untersuchten Standortes sowie eine Bewertung desselben in Bezug auf den Wildbienenschutz erlauben. Neben thermophilen und xerothermophilen Arten, die häufig Weinberge bzw. Weinbergbrachen besiedeln, weisen charakteristische Waldrandbewohner als Vertreter einer Kontaktbiozönose zwischen Wald und Offenland auf die großen Gehölzbestände hin, die sich im Umfeld der Untersuchungsflächen befinden. Helicophile *Osmia*-Arten benötigen als Nistrequisiten Schneckengehäuse (WESTRICH 1990a), deren Vorhandensein eine hohe Bedeutung im Wildbienenschutz zukommt (ZURBUCHEN et al. 2012). Schließlich weisen für Auenbereiche charakteristische Wildbienen auf die räumliche Nähe der Untersuchungsstandorte zum Moselufer hin.

Andrena agilissima gilt als thermophil (SCHMID-EGGER et al. 1995) und kommt u.a. in Weinbergen vor, die von Steilwänden oder Trockenmauern durchsetzt sind (WESTRICH 1990b). Die Art gilt in Rheinland-Pfalz (SCHMID-EGGER et al. 1995) und in der BRD als gefährdet (WESTRICH et al. 2011).

Andrena combinata besiedelt als thermophile Art in erster Linie Weinbergbrachen und Magerrasen (CÖLLN et al. 2011). Die besiedelten Lebensräume sind durch Sukzession und Aufforstung gefährdet, entsprechend wird *A. combinata* in Rheinland-Pfalz (SCHMID-EGGER et al. 1995) und bundesweit (WESTRICH et al. 2011) als gefährdet eingestuft.

Andrena fucata siedelt hauptsächlich an Rändern und auf Lichtungen von Wäldern (WESTRICH 1990b). Die Art wurde in die Vorwarnliste der Roten Liste für die BRD aufgenommen (WESTRICH et al. 2011).

Andrena hattorfiana gilt als charakteristisch für trockene Wiesen (SCHMIDT et al. 1987) und nistet u.a. in aufgelassenen Weinbergen (WESTRICH 1980). Aufgrund ihrer Bindung an *Knautia arvensis* als Pollenquelle ist diese Biene durch Intensivierungsmaßnahmen in der Landwirtschaft gefährdet (WESTRICH 1990b) und wird dementsprechend in der rheinlandpfälzischen (SCHMID-EGGER et al. 1995) und bundesweiten Roten Liste (WESTRICH et al. 2011) als gefährdet eingestuft.

Anthidium nanum siedelt als oligolektische und xerothermophile Art v.a. an Ruderalstandorten, an denen sie in markhaltigen Stängeln nistet (WESTRICH 1990b). Sie gilt in Rheinland-Pfalz (SCHMID-EGGER et al. 1995) und bundesweit (WESTRICH et al. 2011) als gefährdet.

Anthidium punctatum siedelt schwerpunktmäßig an trockenen Standorten, darunter auf Weinbergbrachen (WESTRICH 1990b), und ist ebenfalls in die Vorwarnliste der bundesweiten Roten Liste aufgenommen worden (WESTRICH et al. 2011).

Ceratina chalybea war trotz intensiver Suche bisher noch nicht an der Mosel erfasst worden (HEMBACH et al. 1998; CÖLLN et al. 2011). Die xerothermophile Art siedelt v.a. in alten Weinbergbrachen und an Ruderalstellen im Weinbauklima, wo sie markhaltige Stängel zur Nestanlage benötigt (WESTRICH 1990b). In Rheinland-Pfalz (SCHMID-EGGER et al. 1995) und auch bundesweit (WESTRICH et al. 2011) wird die Art als gefährdet eingestuft.

Colletes similis ist xerothermophil, besiedelt u.a. Weinbergbrachen und ist oligolektisch v.a. auf *Tanacetum vulgare* spezialisiert (WESTRICH 1990b). Während *C. similis* in Rheinland-Pfalz weit verbreitet ist (SCHMID-EGGER et al. 1995), wurde die Art in die Vorwarnliste der bundesweiten Roten Liste aufgenommen (WESTRICH et al. 2011). Am Südhang des Tübinger Spitzbergs nistet die Art in schütter bewachsenen Böschungen (WESTRICH 1980).

Halictus smaragdulus ist eine ausgesprochen wärmeliebende Art (WESTRICH 1990b), die sowohl in Rheinland-Pfalz (SCHMID-EGGER et al. 1995) als auch bundesweit (WESTRICH et al. 2011) als gefährdet gilt.

Hylaeus cornutus wurde an mehr oder minder trockenwarmen Standorten, darunter Weinbergbrachen, erfasst und zeigt Ausbreitungstendenzen (WESTRICH 1990b), die in Rheinland-Pfalz Gebiete außerhalb der Oberrheinebene betreffen (SCHMID-EGGER et al. 1995).

Hylaeus duckei gilt als sehr seltene, xerothermophile Art (WESTRICH 1990b; SCHMID-EGGER et al. 1995). *Hylaeus duckei* wird in Rheinland-Pfalz als stark gefährdet (SCHMID-EGGER et al. 1995), bundesweit als gefährdet bewertet (WESTRICH et al. 2011).

Lasioglossum pauperatum ist als atlanto-mediterrane, thermophile Art im Vorkommen auf extensiv genutzte Lebensräume beschränkt (WESTRICH 1990b) und sowohl in Rheinland-Pfalz (SCHMID-EGGER et al. 1995) als auch bundesweit (WESTRICH et al. 2011) stark gefährdet.

Lasioglossum smeathmanellum wurde v.a. außerhalb des Siedlungsraumes in mit Trockenmauern oder Steilwänden durchsetzten Weinbergen und Felsbiotopen nachgewiesen (WESTRICH 1990b; RISCH 1993; HEMBACH et al. 1996).

Lasioglossum tricinctum ist eine selten erfasste, ausgesprochen thermophile Art (WESTRICH 1990b). Das Vorkommen der Art ist auf xerotherme Trockenhänge

beschränkt (WESTRICH 1990b) und wurde auch für entsprechende Biotope des Moseltals prognostiziert (SCHMID-EGGER et al. 1995). Sowohl in Rheinland-Pfalz (SCHMID-EGGER et al. 1995) als auch bundesweit (WESTRICH et al. 2011) gilt die Art als gefährdet.

Megachile lagopoda ist thermophil und in Rheinland-Pfalz selten erfasst worden (SCHMID-EGGER et al. 1995). Auch bundesweit gilt die Art als sehr selten (WESTRICH et al. 2011). Trockengebiete werden präferiert besiedelt (WESTRICH 1990b), des Weiteren charakterisieren Felsbereiche den Lebensraum dieser Art (HEMBACH et al. 1996). CÖLLN (1996) schloss aus dem geringen Erfassungsaufwand zum Nachweis von *M. lagopoda* am Standort KTM auf eine individuenreiche und verhältnismäßig stabile Population. Die Art ist in Rheinland-Pfalz (SCHMID-EGGER et al. 1995) und auch bundesweit (WESTRICH et al. 2011) als stark gefährdet eingestuft.

Osmia aurulenta und *Osmia bicolor* nisten in leeren Schneckengehäusen und sind auf störungsfreie Bereiche für die Nestanlage angewiesen (WESTRICH 1990b). An den Trockenhängen des Tübinger Spitzbergs finden diese Arten entsprechende Nistgelegenheiten (WESTRICH 1980).

Osmia gallarum ist eine xerothermophile Art, die u.a. in strukturreichen Weinbergbrachen und Trockenhängen im Weinbauklima nachgewiesen wurde (WESTRICH 1990b) und in Rheinland-Pfalz als gefährdet eingestuft wird (SCHMID-EGGER et al. 1995). In der bundesweiten Roten Liste wurde die Art in die Vorwarnliste aufgenommen (WESTRICH et al. 2011).

Osmia mitis ist als xerothermophile Art (Westrich 1990b) in rheinland-pfälzischen Felsbiotopen erfasst worden (SCHMID-EGGER et al. 1995). Die Art gilt in Rheinland-Pfalz als gefährdet (SCHMID-EGGER et al. 1995), bundesweit als stark gefährdet (WESTRICH et al. 2011).

Osmia spinulosa siedelt schwerpunktmäßig in xerothermen Lebensräumen, u.a. Ruderalstellen und strukturreiche Weinbergbrachen, und ist auf kleinere Schneckengehäuse als Nistrequisiten angewiesen (WESTRICH 1990b). Die Art wurde bundesweit als gefährdet eingestuft (WESTRICH et al. 2011).

Osmia tridentata ist an xerotherme Lebensräume gebunden, darunter Ruderalstellen und Weinbergbrachen (WESTRICH 1990b). Ein dichtes Netz aus markhaltigen Stängeln als Nistrequisiten und Pollenquellen aus der Familie der Fabaceae ist für die Besiedlung durch diese oligolektische Art ausschlaggebend (WESTRICH 1990b). *Osmia tridentata* gilt sowohl in Rheinland-Pfalz (SCHMID-EGGER et al. 1995) als auch bundesweit (WESTRICH et al. 2011) als gefährdet.

Panurgus dentipes gilt als ausgesprochen thermophile Art, deren Verbreitung auf das südwestliche Europa beschränkt ist und die u.a. im Zusammenhang mit Weinbergböschungen und -brachen erfasst wurde, in Deutschland hauptsächlich im Rheingraben und entlang der Nebentäler des Rheins (WESTRICH 1990b). Am Südhang des Tübinger Spitzbergs nistet die Art in schütter bewachsenen Böschungen (WESTRICH 1980), und das dortige Vorkommen wurde von SCHMIDT (1966) als sehr bemerkenswert hervorgehoben. In Rheinland-Pfalz ist die Art auf die wärmsten Habitate beschränkt und gilt als gefährdet (SCHMID-EGGER et al. 1995). Bundesweit wird *P. dentipes* ebenfalls als gefährdet eingestuft (WESTRICH et al. 2011).

3.3 Zusammenfassung

Aufgrund des hohen Erfassungsaufwandes, der in der vorliegenden Arbeit betrieben wurde, einschließlich einer hohen räumlichen Erfassungsintensität und des Einsatzes eines breiten Methodenspektrums, leistet die vorliegende Arbeit einen wichtigen Beitrag zur Beschreibung der Wildbienenfauna der Weinbausteillagen im Mittleren Moseltal. Der Einsatz mehrerer Sammelmethode erhöht den Wert der erbrachten Untersuchungsergebnisse für die Überprüfung der Nischenmodellierung (species distribution modelling, SDM) für Wildbientaxa (MARSHALL et al. 2015). Der Vergleich der innerhalb der vorliegenden Arbeit erfassten Zönose mit früheren Untersuchungen im regionalen Umkreis ist angesichts z.T. beträchtlicher methodischer Unterschiede unter Vorbehalt vorzunehmen. Die Gesamtzahl der in der vorliegenden Arbeit erfassten Wildbienen liegt etwas über der in den Osann-Veldenzer Umlaufbergen im Mittleren Moseltal verzeichneten. Allerdings ist angesichts eines vergleichsweise höheren Erfassungsaufwands am letzteren Standort, insbesondere hinsichtlich der Farbschalen- und Sichtfangerfassung, ein vergleichsweise deutlich größerer Artenreichtum der Wildbienen am Standort der vorliegenden Arbeit anzunehmen. Die Vergleiche der hier gewonnenen Untersuchungsergebnisse deuten auf einen höheren Anteil gefährdeter Wildbienenarten am Standort KTM im Vergleich zum Ahrtal sowie im Vergleich zu Streuobstwiesen im Mittleren Moseltal hin. Außerdem liefern diese Vergleiche Hinweise auf einen größeren Artenreichtum der Wildbienen und größere Anteile gefährdeter Wildbienenarten am Untersuchungsstandort der vorliegenden Arbeit im Vergleich zu einem Heidesandgebiet in der Niederrheinischen Bucht sowie zu einem aufgelassenen Kalksteinbruch in der Eifel. Ferner wurde durch die vorliegende Arbeit am Untersuchungsstandort annähernd die Gesamtartenzahl der Wildbienen festgestellt, die von den über Dekaden beprobten Sandgebieten im Umkreis des Mainzer Sandes bekannt ist. Hinsichtlich der Artenzusammensetzung der erfassten Wildbienenzönosen grenzen sich die in der vorliegenden Arbeit gewonnenen Ergebnisse

von denen früherer Erfassungen im regionalen Umkreis ab. In Bezug auf die Verteilung der erfassten Individuen auf verschiedene Wildbienengruppen sind am Standorten der vorliegenden Untersuchung und in den Osann-Veldenzer Umlaufbergen im Mittleren Moseltal weitgehend ähnliche Verhältnisse festzustellen. An den vorliegenden Resultaten wird die Bedeutung der klimatischen Sonderstellung der Weinbausteillagen sowie deren Ausstattung mit Nistrequisiten für die Wildbienenzönose deutlich. Die Präsenz zahlreicher landes- bzw. bundesweit gefährdeter Arten unterstreicht die Bedeutung von Weinbausteillagen für die Erhaltung der Akuleatenfauna in der BRD und in Rheinland-Pfalz.

Um ein vollständigeres Bild der Entomofauna im Mittleren Moseltal zu erhalten, ist die Auswertung weiterer als Beifang erfasster Gruppen, darunter u.a. Schwebfliegen und Lepidopteren, anzustreben. Ein längerfristiges Monitoring-Programm wird vermutlich weitergehende Aussagen zur Stechimmenfauna der Mittelmosel ermöglichen. Einerseits kann durch fortgesetzte Erfassungen Klarheit darüber erlangt werden, ob die in der vorliegenden Arbeit mit geringen Individuenzahlen erfassten Arten die Weinbausteillagen als Lebensraum nutzen, oder ob es sich dabei um verdriftete Xenobionten handelt. Außerdem kann ein mehrjähriges Monitoring dazu dienen, Faunenveränderungen zu dokumentieren. Die Auswirkungen veränderter Bewirtschaftung, klimawandelbedingter Arealverschiebungen sowie anderweitig induzierter Populationsschwankungen auf die Stechimmenfauna werden allerdings nicht ohne detailliertere Untersuchungen entflochten werden können.

4 Danksagung

Allen Personen, die sich an der Wildbienendetermination beteiligten (siehe 2.3.2), sei herzlich für ihre Unterstützung gedankt, die meist weit über die Bestimmungshilfe hinausging. Des Weiteren gebührt Herrn M. Weitzel, Trier, großer Dank für die wissenschaftliche Betreuung der durchgeführten Untersuchungen und für das Korrekturlesen des Manuskripts der vorliegenden Arbeit. Den Moselwinzern sei für die Bereitschaft zur Beteiligung am Forschungsprojekt und zahlreiche Mitteilungen von Beobachtungen in den Weinbausteilhängen gedankt. Großer Dank gebührt Herrn Dr. Christian Schmid-Egger, Berlin, und einem anonymen Gutachter für die Überprüfung und Kommentierung des Manuskripts. Die vorliegende Arbeit wurde durch die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung gefördert (Förderkennzeichen: 2811HS003). Die Erteilung der Ausnahmegenehmigung des Wildbienenfangs gemäß § 45 Abs. 7 Nr. 3 BNatSchG und § 4 Abs. 3 Nr. 3 BArtschV erfolgte durch die Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord, Koblenz.

5 Literatur

- AERTS, W. 1960: Die Bienenfauna des Rheinlandes. – *Decheniana* **112** (2): 181–208.
- ALFKEN, J. D. 1913: Die Bienenfauna von Bremen. – *Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins zu Bremen* **22** (1): 1–220.
- AMIET, F. 1996: Hymenoptera: Apidae, 1. Teil. Allgemeiner Teil, Gattungsschlüssel, die Gattungen *Apis*, *Bombus* und *Psithyrus*. Volume **12**: Insecta Helvetica. Fauna. – Centre Suisse de Cartographie de la Faune und Schweizerische Entomologische Gesellschaft, Neuchâtel.
- AMIET, F.; HERRMANN, M.; MÜLLER, A. & NEUMEYER, R. 2001: Apidae **3**. Volume **6**: Fauna Helvetica. – Centre Suisse de Cartographie de la Faune und Schweizerische Entomologische Gesellschaft, Neuchâtel.
- AMIET, F.; HERRMANN, M.; MÜLLER, A. & NEUMEYER, R. 2004: Apidae **4**. Volume **9**: Fauna Helvetica. – Centre Suisse de Cartographie de la Faune, Neuchâtel.
- AMIET, F.; HERRMANN, M.; MÜLLER, A. & NEUMEYER, R. 2007: Apidae **5**. Volume **20**: Fauna Helvetica. – Centre Suisse de Cartographie de la Faune, Neuchâtel.
- AMIET, F.; HERRMANN, M.; MÜLLER, A. & NEUMEYER, R. 2010: Apidae **6**. Volume **26**: Fauna Helvetica. – Centre Suisse de Cartographie de la Faune, Neuchâtel.
- AMIET, F.; MÜLLER, A. & NEUMEYER, R. 1999: Apidae **2**. Volume **4**: Fauna Helvetica. – Centre Suisse de Cartographie de la Faune und Schweizerische Entomologische Gesellschaft, Neuchâtel.
- AUSDEN, M. & DRAKE, M. 2008: Invertebrates: 214–249. – In: SUTHERLAND, W. J. (ed.): *Ecological Census Techniques. A handbook*, 2. Edition. – Cambridge University Press, Cambridge, New York, Melbourne u.a. – ISBN 9780521606363.
- BALOGH, J. 1958: *Lebensgemeinschaften der Landtiere: Ihre Erforschung unter besonderer Berücksichtigung der zoözoologischen Arbeitsmethoden*, 2. Edition. – Akademie-Verlag, Berlin: 560 pp.
- BANASZAK, J. & ROMASENKO, L. 1998: *Megachilid Bees of Europe: (Hymenoptera, Apoidea, Megachilidae)*. – Pedagogical University, Bydgoszcz: 239 S. – ISBN 83-7096-268-8.
- BISCHOFF, I. 2001: Die Bienenfauna (Hymenoptera: Apidae) der Wahner Heide. – *Decheniana* **154**: 145–155.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit 2015: *Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt: Kabinettsbeschluss vom 7. November 2007*, 4. Edition. – Berlin. – http://www.biologischevielfalt.de/fileadmin/NBS/documents/broschuere_biolog_vielfalt_strategie_bf.pdf [accessed 2016/08/17].
- CARBONI, M. & LEBUHN, G. undatiert: Effect of distance among bowls on numbers of bees captured. – <http://online.sfsu.edu/beeplot/pdfs/distance.pdf>. [accessed 2016/06/18].
- CHAO, A. 1984: Nonparametric estimation of the number of classes in a population. – *Scandinavian Journal of Statistics* **11**: 265–270.
- CHAO, A. 1987: Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. – *Biometrics* **43**: 783–791.
- CHAUVIN, R. & ROTH, M. 1966: Les récipients de couleur (pièges de Moericke), technique nouvelle d'échantillonnage entomologique. – *Revue de Zoologie Agricole et Appliquée* **65** (4–6): 78–81.
- CLARIN, B.-M.; BITZILEKIS, E.; SIEMERS, B. M. & GOERLITZ, H. R. 2014: Personal messages reduce vandalism and theft of unattended scientific equipment. – *Methods in Ecology and Evolution* **5**: 125–131. – <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/2041-210X.12132>.
- CLARKE, K. R.; SOMERFIELD, P. J. & GORLEY, R. N. 2008: Testing of null hypotheses in exploratory community analyses: similarity profiles and biota-environment linkage. – *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **366**: 56–69.
- CÖLLN, K. 1996: Artenspektren ausgewählter Gruppen der Hymenoptera und Diptera des Rosenbergs bei Pommern an der Mosel. – *Verhandlungen Westdeutscher Entomologentag*: 135–143.
- CÖLLN, K.; ESSER, J. & JAKUBZIK, A. 2004: Bedeutung von Refugien und Vernetzungsstrukturen für die Diversität der Entomofauna dargestellt an Beispielen aus der Eifel. – *Dendrocopos* **31**: 43–58.
- CÖLLN, K. & JAKUBZIK, A. 1999: Hymenoptera Aculeata der Keuper-Scharren südwestlich der Hungerburg (Mutillidae, Myrmosidae, Sapygidae, Tiphiidae, Pompilidae, Sphecidae et Apidae). – *Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz* **9** (1): 21–45.
- CÖLLN, K. & JAKUBZIK, A. 2000: Zur Faunistik der Hymenoptera und Diptera der Eifel, des Gutlandes und des Moseltales. Zusammenfassung der Ergebnisse langjähriger Untersuchungen und Ableitung eines ökonomischen Monitoringkonzeptes. – *Dendrocopos* **27**: 137–146.
- CÖLLN, K. & JAKUBZIK, A. 2005: Hautflügler (Insecta: Hymenoptera) im Nordwesten von Rheinland-Pfalz. Synopsis der Ergebnisse einer zwanzigjährigen Bestandsaufnahme. – *Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz* **10** (3): 791–817.
- CÖLLN, K. & JAKUBZIK, A. 2007: Oase für Stechimmen in der Kultursteppe. Hymenoptera Aculeata (Chrysididae, Pompilidae, Vespidae, Sphecidae et Apidae) einer aufgelassenen Kiesgrube in der Zülpicher Börde. – *Dendrocopos* **34**: 47–75.
- CÖLLN, K.; JAKUBZIK, A. & NIEHUIS, M. 2011: Wildbienen (Hymenoptera: Apidae) eines Xerothermstandortes im Mittelrheintal (Rheinland-Pfalz). – *Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz* **12** (1): 65–88.

- COLWELL, R. K.; CHAO, A.; GOTELLI, N. J.; LIN, S.-Y.; MAO, C. X.; CHAZDON, R. L. & LONGINO, J. T. 2012: Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. – *Journal of Plant Ecology* **5** (1): 3–21. – DOI: <https://doi.org/10.1093/jpe/rtr044>.
- DATHE, H. H. 1980: Die Arten der Gattung *Hylaeus* F. in Europa (Hymenoptera: Apoidea, Colletidae). – *Mitteilungen aus dem Zoologischen Museum in Berlin* **56** (2): 207–294.
- DAWSON, T. P.; JACKSON, S. T.; HOUSE, J. I.; PRENTICE, I. C. & MACE, G. M. 2011: Beyond predictions: Biodiversity conservation in a changing climate. – *Science* **332**: 53–58.
- Dienstleistungszentrum Ländlicher Raum Rheinhessen-Nahe-Hunsrück 2016: Agrarmeteorologie Rheinland-Pfalz. – <http://www.am.rlp.de> [accessed 2016/02/16].
- Dienstleistungszentrum Ländlicher Raum Westerwald-Osteifel 2012: Pommern [31497]: Flurbereinigung nach §§ 1/37. – http://www.landentwicklung.rlp.de/Internet/global/inetcntr.nsf/dlr_web_full.xsp?src=KX857Y6F05&p1=title%3D31497~~url%3D%2FInternet%2Flew%2FLEW_Verfahren.nsf%2F0%2FD84F5408C3202F43C1257C5D00058ED8%3FOpenDocument&p3=QK595PD880&p4=78HV82A9P5 [accessed 2016/02/24].
- DORN, M. & WEBER, D. 1988: Die Luzerne-Blattschneiderbiene und ihre Verwandten in Mitteleuropa. Volume **582**: Die neue Brehm-Bücherei. – A. Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt.
- DROEGE, S.; TEPEDINO, V. J.; LEBUHN, G.; LINK, W.; MINCKLEY, R. L.; CHEN, Q. & CONRAD, C. 2010: Spatial patterns of bee captures in North American bowl trapping surveys. – *Insect Conservation and Diversity* **3**: 15–23. – <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1752-4598.2009.00074.x>.
- DYLEWSKA, M. 1987: Die Gattung *Andrena* FABRICIUS (Andrenidae, Apoidea) in Nord- und Mitteleuropa. – *Acta Zoologica Cracoviensia* **30** (12): 359–708. – http://www.isez.pan.krakow.pl/journals/azc/pdf/30/30_12.pdf.
- EBMER, P. A. W. 1969: Die Bienen des Genus *Halictus* LATR. s. l. im Großraum von Linz (Hymenoptera, Apidae). Systematik, Biogeographie, Ökologie und Biologie mit Berücksichtigung aller bisher aus Mitteleuropa bekannten Arten. Teil I. – *Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz* **15**: 133–183. – https://www.zobodat.at/pdf/NKJB_15_0133-0183.pdf.
- EBMER, P. A. W. 1970: Die Bienen des Genus *Halictus* LATR. s. l. im Großraum von Linz (Hymenoptera, Apidae). Teil II. – *Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz* **16**: 19–82. – https://www.zobodat.at/pdf/NKJB_16_0019-0082.pdf.
- EBMER, P. A. W. 1971: Die Bienen des Genus *Halictus* LATR. s. l. im Großraum von Linz (Hymenoptera, Apidae). Teil III. – *Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz* **17**: 63–156. – https://www.zobodat.at/pdf/NKJB_17_0063-0156.pdf.
- FROMMER, U.; NIEHUIS, M. & NIEHUIS, O. 2014: Zur Kenntnis der Stechimmenfauna des Roßsteins bei Dörscheid und der Goldwespenfauna im Oberen Mittelrheintal (Hymenoptera: Aculeata et Chrysididae). – *Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz* **12** (4): 1315–1334.
- GOKZEKADE, J. F.; GEREKEN-KRENN, B.-A.; NEUMAYER, J. & KRENN, H. W. 2015: Feldbestimmungsschlüssel für die Hummeln Österreichs, Deutschlands und der Schweiz (Hymenoptera, Apidae). – *Linzer biologische Beiträge* **47** (1): 5–42. – https://www.zobodat.at/pdf/LBB_0047_1_0005-0042.pdf.
- GUMBERT, A. & KUNZE, J. 1999: Inflorescence height affects visitation behavior of bees – A case study of an aquatic plant community in Bolivia. – *Biotropica* **31** (3): 466–477. – <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1744-7429.1999.tb00389.x>.
- GUSENLEITNER, F. & SCHWARZ, M. 2002: Weltweite Checkliste der Bienengattung *Andrena* mit Bemerkungen und Ergänzungen zu paläarktischen Arten (Hymenoptera, Apidae, Andreninae, *Andrena*). – *Entomofauna Supplement* **10**: 1–1280. – https://www.zobodat.at/pdf/ENTS_S12_0001-1280.pdf.
- HAEUPLER, H. & MUER, T. 2007: Bildatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands, 2. Edition. – Ulmer, Stuttgart: 789 pp. – ISBN 978-3-8001-4990-2.
- HEMBACH, J. & CÖLLN, K. 1994: Vorläufige Liste der Wildbienen (Apidae) von Rheinland-Pfalz: Literaturlauswertung und eigene Daten. – *Dendrocopos* **21**: 147–159.
- HEMBACH, J. & CÖLLN, K. 1996: Beitrag zur Kenntnis der Wildbienenfauna des Moseltals (Hymenoptera: Apidae). – *Dendrocopos* **23**: 174–179.
- HEMBACH, J.; SCHLÜTER, R. & CÖLLN, K. 1998: Wildbienen (Hymenoptera, Aculeata: Apidae) aus dem Nordwesten von Rheinland-Pfalz. – *Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz* **8** (4): 1061–1171.
- HSIEH, T. C.; MA, K. H. & CHAO, A. 2015: Package ‘iNEXT’: Interpolation and extrapolation for species diversity. – <http://CRAN.R-project.org/package=iNEXT> [accessed 2016/01/27].
- JAKUBZIK, A.; SCHLÜTER, R. & CÖLLN, K. 1998: Weg- und Grabwespen (Hymenoptera, Aculeata: Pompilidae et Sphecidae) des Nordwestens von Rheinland-Pfalz. I. Nachtrag. – *Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz* **8** (4): 1173–1193.
- KOSTER, A. 1986: Het genus *Hylaeus* in Nederland (Hymenoptera, Colletidae). – *Zoologische Bijdragen* **36**: 1–120.

- KRAHNER, A. 2017: Die Stechimmendiversität der Weinbausteillagen im Mittleren Moseltal (Hymenoptera, Aculeata) unter besonderer Berücksichtigung der Wildbienen (Apiformes) – Dissertation, 2017. – Universität Trier, Trier.
- Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz 2003: Geologische Übersichtskarte von Rheinland-Pfalz 1 : 300 000. – <http://mapserver.lgb-rlp.de/cgi-bin/geologischeuebersichtskarte300?SERVICE=WMS&VERSION=1.1.1&REQUEST=getcapabilities>.
- Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz 2009: Naturräumliche Gliederung von Rheinland-Pfalz. – <http://www.lfu.rlp.de/icc/luwg/med/155/155708bc-2779-3431-185b-5b840dafa5a2,11111111-1111-1111-1111-111111111111.pdf> [accessed 2016/02/16].
- LEBUHN, G.; DROEGE, S.; CONNOR, E. F.; GEMMILL-HERREN, B.; POTTS, S. G.; MINCKLEY, R. L.; GRISWOLD, T.; JEAN, R.; KULA, E.; ROUBIK, D. W.; CANE, J.; WRIGHT, K. W.; FRANKIE, G. & PARKER, F. 2013: Detecting insect pollinator declines on regional and global scales. – *Conservation Biology* **27** (1): 113–120. – <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1523-1739.2012.01962.x>.
- LEBUHN, G.; DROEGE, S.; CONNOR, E. F.; GEMMILL-HERREN, B.; POTTS, S. G.; MINCKLEY, R. L.; JEAN, R. P.; KULA, E.; ROUBIK, D. W.; WRIGHT, K. W.; FRANKIE, G. & PARKER, F. 2015: Evidence-based conservation: reply to Tepedino et al. – *Conservation Biology* **29** (1): 283–285. – <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/cobi.12438>.
- LEVIN, D. A. & KERSTER, H. W. 1973: Assortative pollination for stature in *Lythrum salicaria*. – *Evolution* **27**: 144–152. – <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1558-5646.1973.tb05926.x>.
- LEYER, I. & WESCHE, K. 2007: Multivariate Statistik in der Ökologie: Eine Einführung. – Springer, Berlin, Heidelberg. – ISBN 978-3-540-37705-4.
- MARSHALL, L.; CARVALHEIRO, L. G.; AGUIRRE-GUTIÉRREZ, J.; BOS, M.; DE GROOT, G. A.; KLEIJN, D.; POTTS, S. G.; REEMER, M.; ROBERTS, S.; SCHEPER, J. & BIESMEIJER, J. C. 2015: Testing projected wild bee distributions in agricultural habitats: predictive power depends on species traits and habitat type. – *Ecology and Evolution* **5** (19): 4426–4436. – <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/ece3.1579>.
- MAUSS, V. 1992: Bestimmungsschlüssel für Hummeln der Bundesrepublik Deutschland, 4. Edition. – Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg.
- MICHENER, C. D. 2007: The bees of the world, 2. Edition. – Johns Hopkins University Press, Baltimore: 953 pp. – ISBN 0801885736.
- Ministerium für Umwelt Rheinland-Pfalz und Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz (Hg.) 1993: Planung Vernetzter Biotopsysteme. Bereich Landkreis Cochem-Zell. – Mainz, Oppenheim.
- Ministerium für Umwelt Rheinland-Pfalz und Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz (Hg.) 1995: Planung Vernetzter Biotopsysteme. Bereich Landkreis Bernkastel-Wittlich. – Mainz, Oppenheim.
- MOERICKE, V. 1951: Eine Farbfalle zur Kontrolle des Fluges von Blattläusen, insbesondere der Pfirsichblattlaus, *Myzodes persicae* (SULZ.). – *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes* **3**: 23–24.
- MÜHLENBERG, M. 1993: Freilandökologie, 3. Edition. – Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden. – ISBN 3-494-02186-4.
- OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H. & WAGNER, H. 2016: Package 'vegan': Community Ecology Package. – <http://CRAN.R-project.org/package=vegan> [accessed 08.02.2016].
- PATINY, S.; RASMONT, P. & MICHEZ, D. 2009: A survey and review of the status of wild bees in the West-Palaeartic region. – *Apidologie* **40**: 313–331. – <https://link.springer.com/content/pdf/10.1051%2Fapido%2F2009028.pdf>.
- PELLMYR, O. 1989: The cost of mutualism: interactions between *Trollius europaeus* and its pollinating parasites. – *Oecologia* **78**: 53–59. – <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007%2FBF00377197.pdf>.
- R Core Team 2014: R: A language and environment for statistical computing. – R Foundation for Statistical Computing, Wien. – <http://www.R-project.org/> [accessed 19.10.2015].
- RISCH, S. 1993: Die Wildbienenfauna (Hymenoptera, Aculeata: Apidae) des Naturschutzgebietes "Ahrschleife bei Altenahr" und benachbarter Gebiete. – *Beiträge zur Landespflege in Rheinland-Pfalz* **16**: 415–427.
- RISCH, S. & CÖLLN, K. 1991: Zur Hymenopterenfauna des NSG „Koppelstein“ bei Niederlahnstein: IV. Wildbienen (Hymenoptera, Apidae). – *Beiträge zur Landespflege in Rheinland-Pfalz* **14**: 201–243.
- RÜHL, D. 1978: Untersuchungen an Hymenopteren eines naturnahen Lebensraumes, einer Brachfläche sowie je eines alternativ und konventionell bewirtschafteten Obstgutes (Hymenoptera: Symphyta, Aculeata) – Dissertation, 1978. – Universität Bonn, Bonn.
- SCHEUCHL, E. 2000: Illustrierte Bestimmungstabellen der Wildbienen Deutschlands und Österreichs: Band I: Schlüssel der Gattungen und der Arten der Familie Anthophoridae, 2. Edition. – Eigenverlag, Velden.
- SCHEUCHL, E. 2006: Illustrierte Bestimmungstabellen der Wildbienen Deutschlands und Österreichs: Band II: Schlüssel der Arten der Familien Megachilidae und Melittidae, 2. Edition. – Apollo Books, Stenstrup.
- SCHINDLER, M. & DRESCHER, W. 2001: Die Bienen (Hymenoptera, Apidae) eines aufgelassenen Kalksteinbruchs in der nordöstlichen Eifel (Dahlem/Kreis Euskirchen). – *Decheniana* **154**: 157–166.

- SCHMID-EGGER, C. 1995: Die Eignung von Stechimmen (Hymenoptera: Aculeata) zur naturschutzfachlichen Bewertung am Beispiel der Weinberglandschaft im Enztal und im Stromberg (nordwestliches Baden-Württemberg). – Cuvillier, Göttingen: 235 pp. – ISBN 3-89588-061-2.
- SCHMID-EGGER, C.; RISCH, S. & NIEHUIS, O. 1995: Die Wildbienen und Wespen in Rheinland-Pfalz (Hymenoptera, Aculeata). Verbreitung, Ökologie und Gefährdungssituation. – Fauna und Flora Rheinland-Pfalz Beiheft **16**.
- SCHMID-EGGER, C. & SCHEUCHL, E. 1997: Illustrierte Bestimmungstabellen der Wildbienen Deutschlands und Österreichs: Band **III**: Schlüssel der Arten der Familie Andrenidae. – Eigenverlag, Velden/Vils.
- SCHMIDT, K. 1966: Einige Hymenopteren vom Spitzberg und aus der näheren Umgebung von Tübingen: 931–945. – In: Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg (ed): Der Spitzberg bei Tübingen. Volume **3**: Die Natur- und Landschaftsschutzgebiete Baden-Württembergs. – Ludwigsburg.
- SCHMIDT, K. & WESTRICH, P. 1987: Stechimmen (Hymenoptera: Aculeata) des Mainzer Sandes und des Gonsenheimer Waldes. – Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv **25**: 351–407.
- SCHMITT, T. 1989: Xerothermvegetation an der Unteren Mosel. Volume **66**: Giessener Geographische Schriften. – Selbstverlag des Geographischen Instituts der Justus Liebig-Universität Giessen, Giessen.
- SCRIVEN, J. J.; WHITEHORN, P. R.; GOULSON, D. & TINSLEY, M. C. 2016: Niche partitioning in a sympatric cryptic species complex. – Ecology and Evolution **6** (5): 1328–1339. – <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/ece3.1965>.
- SCRIVEN, J. J.; WOODALL, L. C.; TINSLEY, M. C.; KNIGHT, M. E.; WILLIAMS, P. H.; CAROLAN, J. C.; BROWN, M. J. F. & GOULSON, D. 2015: Revealing the hidden niches of cryptic bumblebees in Great Britain: Implications for conservation. – Biological Conservation **182**: 126–133.
- STEFFAN-DEWENTER, I. 1998: Wildbienen in der Agrarlandschaft: Habitatwahl, Sukzession, Bestäubungsleistung und Konkurrenz durch Honigbienen. – Verlag Agrarökologie **27**: 1–134.
- STRAKA, J. & BOGUSCH, P. 2011: Contribution to the taxonomy of the *Hylaeus gibbus* species group in Europe (Hymenoptera, Apoidea and Colletidae). – Zootaxa **2932**: 51–67. – <http://www.mapress.com/zootaxa/2011/1/zt02932p067.pdf>.
- TOWNES, H. 1962: Design for a Malaise trap. – Proceedings of the Entomological Society of Washington **64** (4): 253–262. – <https://www.biodiversitylibrary.org/item/55154#page/615/mode/1up>.
- TOWNES, H. 1972: A light-weight Malaise trap. – Entomological News **83**: 239–247. – <https://www.biodiversitylibrary.org/item/20640#page/671/mode/1up>.
- VAN TONGEREN, O. F. R. 1995: Cluster analysis: 174–212. – In: JONGMAN, R. H. G.; TER BRAAK, C. J. F. & VAN TONGEREN, O. F. R. (eds.): Data analysis in community and landscape ecology. – Cambridge University Press, Cambridge, New York, Melbourne u.a.
- VEGA, F. E.; BARBOSA, P. & PANDURO, A. P. 1990: An adjustable water-pan trap for simultaneous sampling of insects at different heights. – The Florida Entomologist **73** (4): 656–660. – <http://journals.fcla.edu/flaent/article/view/58671/56350>.
- VON HAGEN, E. & AICHHORN, A. 2003: Hummeln: bestimmen, ansiedeln, vermehren, schützen, 5. Edition. – Fauna, Nottuln.
- WADDINGTON, K. D. 1979: Divergence in Inflorescence Height: An Evolutionary Response to Pollinator Fidelity. – Oecologia **40**: 43–50.
- WESTRICH, P. 1980: Die Stechimmen (Hymenoptera Aculeata) des Tübinger Gebiets mit besonderer Berücksichtigung des Spitzbergs. – Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg **51/52** (2): 601–680.
- WESTRICH, P. 1990a: Die Wildbienen Baden-Württembergs: Allgemeiner Teil: Lebensräume, Verhalten, Ökologie und Schutz, 2. Edition. – Ulmer, Stuttgart.
- WESTRICH, P. 1990b: Die Wildbienen Baden-Württembergs: Spezieller Teil: Die Gattungen und Arten, 2. Edition. – Ulmer, Stuttgart.
- WESTRICH, P.; FROMMER, U.; MANDERY, K.; RIEMANN, H.; RUHNKE, H.; SAURE, C. & VOITH, J. 2011: Rote Liste und Gesamtartenliste der Bienen (Hymenoptera, Apidae) Deutschlands: 373–416. – In: Bundesamt für Naturschutz (ed.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band **3**: Wirbellose Tiere (Teil 1). **70** (3): Naturschutz und biologische Vielfalt. – Bonn-Bad Godesberg. – ISBN 9783784352312.
- WHITAKER, D. & CHRISTMAN, M. 2014: Package ‘clustsig’: Significant Cluster Analysis. – <http://CRAN.R-project.org/package=clustsig> [accessed 08.02.2016].
- WOLLMANN, K. 1986: Untersuchungen über die Hymenopterenfauna im Weinanbaugebiet des Mittleren Ahrtales bei Marienthal – Dissertation, 1986 – Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn.
- ZURBUCHEN, A. & MÜLLER, A. 2012: Wildbienenschutz - von der Wissenschaft zur Praxis. Volume **33**: Bristol-Schriftenreihe. – Haupt, Bern, Stuttgart, Wien: 162 pp.

Anhang

Tab. A1: Gesamtliste der erfassten Wildbientaxa unter Angabe der Individuenzahlen und der Zeiträume (Tag und Monat), in denen die Taxa erfasst wurden.

Taxon	2012					2013					Total
	♀ ¹	♂	Total	Zeitraum		♀ ¹	♂	Total	Zeitraum		
<i>Andrena agilissima</i> (SCOPOLI, 1770)	-	4	4	10.5.	- 17.5.	2	2	4	26.5.	- 29.5.	8
<i>Andrena bicolor</i> FABRICIUS, 1775	1	-	1	28.6.	- 28.6.	8	3	11	26.5.	- 14.7.	12
<i>Andrena cineraria</i> (LINNAEUS, 1758)	-	-				2	-	2	26.5.	- 29.5.	2
<i>Andrena combinata</i> (CHRIST, 1791)	2	-	2	14.5.	- 14.5.	1	1	2	27.5.	- 14.7.	4
<i>Andrena curvungula</i> THOMSON, 1870	-	-				1	3	4	26.5.	- 17.6.	4
<i>Andrena dorsata</i> (KIRBY, 1802)	5	-	5	10.7.	- 12.8.	2	1	3	14.6.	- 14.7.	8
<i>Andrena flavipes</i> PANZER, 1799	51	39	90	17.4.	- 12.8.	85	64	149	26.5.	- 24.8.	239
<i>Andrena florea</i> FABRICIUS, 1793	-	1	1	12.6.	- 20.6.	-	-				1
<i>Andrena fucata</i> SMITH, 1847	-	-				1	-	1	16.6.	- 16.6.	1
<i>Andrena fulva</i> (MÜLLER, 1766)	1	-	1	17.5.	- 17.5.	12	-	12	26.5.	- 16.6.	13
<i>Andrena fulvago</i> (CHRIST, 1791)	1	-	1	30.5.	- 30.5.	-	1	1	14.6.	- 17.6.	2
<i>Andrena gravida</i> IMHOFF, 1832	1	-	1	14.5.	- 14.5.	2	-	2	28.5.	- 17.6.	3
<i>Andrena haemorrhoa</i> (FABRICIUS, 1781)	2	-	2	22.5.	- 17.6.	18	2	20	26.5.	- 17.6.	22
<i>Andrena hattorfiana</i> (FABRICIUS, 1775)	-	-				2	-	2	26.5.	- 17.6.	2
<i>Andrena helvola</i> (LINNAEUS, 1758)	-	1	1	14.5.	- 22.5.	9	1	10	26.5.	- 17.6.	11
<i>Andrena hypopolia</i> SCHMIEDEKNECHT, 1883	-	1	1	17.5.	- 17.5.	-	-				1
<i>Andrena labialis</i> (KIRBY, 1802)	-	-				-	6	6	28.5.	- 28.5.	6
<i>Andrena labiata</i> FABRICIUS, 1781	1	2	3	14.5.	- 20.6.	4	1	5	27.5.	- 17.6.	8
<i>Andrena lagopus</i> (LATREILLE, 1809)	-	-				1	-	1	26.5.	- 29.5.	1
<i>Andrena minutula</i> (KIRBY, 1802)	6	7	13	10.5.	- 24.7.	7	4	11	26.5.	- 14.7.	24
<i>Andrena minutuloides</i> PERKINS, 1914	-	-				1	-	1	26.5.	- 29.5.	1
<i>Andrena nigroaenea</i> (KIRBY, 1802)	11	-	11	24.4.	- 26.6.	25	2	27	26.5.	- 17.6.	38
<i>Andrena nitida</i> (MÜLLER, 1776)	-	-				1	-	1	26.5.	- 29.5.	1
<i>Andrena nitidiuscula</i> SCHENCK, 1853	1	-	1	24.7.	- 24.7.	-	-				1
<i>Andrena ovatula</i> agg.	5	-	5	29.4.	- 26.7.	5	1	6	26.5.	- 11.7.	11
<i>Andrena scotica</i> PERKINS, 1916	2	-	2	24.5.	- 29.5.	-	2	2	26.5.	- 29.5.	4
<i>Andrena strohmeilla</i> STÖCKHERT, 1928	-	-				2	-	2	26.5.	- 29.5.	2
<i>Andrena subopaca</i> NYLANDER, 1848	4	-	4	14.5.	- 29.5.	-	-				4
<i>Andrena vaga</i> PANZER, 1799	-	-				3	-	3	26.5.	- 29.5.	3
<i>Andrena wilkella</i> (KIRBY, 1802)	-	1	1	24.5.	- 24.5.	-	-				1
<i>Anthidium manicatum</i> (LINNAEUS, 1758)	1	-	1	24.5.	- 24.5.	-	-				1
<i>Anthidium nanum</i> MOCSÁRY, 1879	-	-				2	3	5	14.6.	- 21.8.	5
<i>Anthidium punctatum</i> LATREILLE, 1809	3	3	6	24.5.	- 3.7.	1	-	1	16.6.	- 16.6.	7
<i>Anthophora aestivalis</i> (PANZER, 1801)	-	5	5	3.4.	- 17.5.	1	3	4	26.5.	- 29.5.	9

¹Inklusive Arbeiterinnen und Königinnen. ²Inklusive eines Zitters.

Taxon	2012					2013					Total		
	♀ ¹	♂	Total	Zeitraum		♀ ¹	♂	Total	Zeitraum				
<i>Anthophora furcata</i> (PANZER, 1798)	-	-				1	-	1	14.6.	-	17.6.	1	
<i>Bombus bohemicus</i> SEIDL, 1838	3	-	3	29.4.	-	29.5.	1	-	1	26.5.	-	29.5.	4
<i>Bombus campestris</i> (PANZER, 1801)	-	-				1	-	1	26.5.	-	29.5.	1	
<i>Bombus hortorum</i> agg.	3	2	5	29.4.	-	20.9.	64	6	70	26.5.	-	24.8.	75
<i>Bombus humilis</i> ILLIGER, 1806	-	-				3	-	3	28.5.	-	17.6.	3	
<i>Bombus hypnorum</i> (LINNAEUS, 1758)	1	-	1	14.5.	-	14.5.	-	-				1	
<i>Bombus lapidarius</i> (LINNAEUS, 1758)	68	7	75	28.4.	-	16.9.	102	11	113	26.5.	-	24.8.	188
<i>Bombus pascuorum</i> (SCOPOLI, 1763)	7	-	7	24.4.	-	20.9.	48	10	58	26.5.	-	24.8.	65
<i>Bombus pratorum</i> (LINNAEUS, 1761)	1	-	1	12.6.	-	20.6.	2	1	3	28.5.	-	17.6.	4
<i>Bombus ruderarius</i> (MÜLLER, 1776)	-	-				1	-	1	28.5.	-	28.5.	1	
<i>Bombus rupestris</i> (FABRICIUS, 1793)	1	-	1	14.5.	-	14.5.	3	-	3	26.5.	-	24.8.	4
<i>Bombus soroeensis</i> (FABRICIUS, 1776)	2	-	2	26.7.	-	23.8.	9	-	9	26.5.	-	24.8.	11
<i>Bombus terrestris</i> agg.	85	-	85	24.4.	-	23.8.	289	34	323	26.5.	-	24.8.	408
<i>Bombus veteranus</i> (FABRICIUS, 1793)	-	-				1	-	1	22.8.	-	22.8.	1	
<i>Ceratina chalybea</i> CHEVRIER, 1872	1	-	1	29.5.	-	29.5.	2	-	2	14.6.	-	22.8.	3
<i>Ceratina cucurbitina</i> (ROSSI, 1792)	25	26	51	24.4.	-	20.9.	59	46	105	26.5.	-	24.8.	156
<i>Ceratina cyanea</i> (KIRBY, 1802)	20	9	29	10.5.	-	16.9.	7	5	12	26.5.	-	24.8.	41
<i>Coelioxys afra</i> LEPELETIER, 1841	1	-	1	6.9.	-	6.9.	-	1	1	22.8.	-	22.8.	2
<i>Coelioxys conica</i> (LINNAEUS, 1758)	-	-					-	1	1	14.6.	-	17.6.	1
<i>Coelioxys inermis</i> (KIRBY, 1802)	-	1	1	26.6.	-	26.6.	-	-				1	
<i>Coelioxys mandibularis</i> NYLANDER, 1848	1	-	1	29.8.	-	29.8.	-	-				1	
<i>Colletes cunicularius</i> (LINNAEUS, 1761)	1	-	1	14.5.	-	14.5.	1	-	1	26.5.	-	29.5.	2
<i>Colletes daviesanus</i> SMITH, 1846	7	-	7	21.6.	-	24.7.	3	-	3	21.8.	-	22.8.	10
<i>Colletes hederæ</i> SCHMIDT & WESTRICH, 1993	1	4	5	23.8.	-	20.9.	1	-	1	22.8.	-	22.8.	6
<i>Colletes similis</i> SCHENCK, 1853	26	9	35	17.6.	-	21.8.	13	4	17	11.7.	-	24.8.	52
<i>Epeolus variegatus</i> (LINNAEUS, 1758)	-	-					1	-	1	21.8.	-	21.8.	1
<i>Eucera longicornis</i> (LINNAEUS, 1758)	-	1	1	28.6.	-	28.6.	-	1	1	28.5.	-	28.5.	2
<i>Eucera nigrescens</i> PÉREZ, 1879	-	-					1	4	5	26.5.	-	29.5.	5
<i>Halictus confusus</i> SMITH, 1853	-	-					1	-	1	11.7.	-	14.7.	1
<i>Halictus maculatus</i> SMITH, 1848	11	6	17	17.5.	-	28.9.	14	6	20	26.5.	-	24.8.	37
<i>Halictus rubicundus</i> (CHRIST, 1791)	-	1	1	12.8.	-	12.8.	-	-				1	
<i>Halictus scabiosæ</i> (ROSSI, 1790)	8	-	8	10.5.	-	2.8.	14	2	16	26.5.	-	24.8.	24
<i>Halictus sexcinctus</i> (FABRICIUS, 1775)	-	-					1	-	1	14.6.	-	17.6.	1
<i>Halictus simplex</i> agg.	60	14	74	24.4.	-	28.9.	90	9	99	26.5.	-	24.8.	173
<i>Halictus smaragdulus</i> VACHAL, 1895	-	-					1	-	1	26.5.	-	29.5.	1
<i>Halictus subauratus</i> (ROSSI, 1792)	2	-	2	24.5.	-	19.7.	-	-				2	
<i>Halictus tumulorum</i> (LINNAEUS, 1758)	30	12	42	3.4.	-	28.9.	49	13	62	26.5.	-	24.8.	104
<i>Hylaeus angustatus</i> (SCHENCK, 1861)	4	-	4	29.5.	-	6.9.	6	2	8	14.6.	-	24.8.	12

¹ Inklusive Arbeiterinnen und Königinnen. ² Inklusive eines Zwitters.

Taxon	2012				2013				Total
	♀ ¹	♂	Total	Zeitraum	♀ ¹	♂	Total	Zeitraum	
<i>Hylaeus brevicornis</i> NYLANDER, 1852	7	5	12	24.5. - 8.9.	43	11	54	26.5. - 24.8.	66
<i>Hylaeus clypearis</i> (SCHENCK, 1853)	-	1	1	26.7. - 26.7.	-	1	1	22.8. - 22.8.	2
<i>Hylaeus communis</i> NYLANDER, 1852	-	-			5	-	5	11.7. - 24.8.	5
<i>Hylaeus confusus</i> NYLANDER, 1852	2	-	2	21.6. - 10.9.	5	-	5	14.6. - 24.8.	7
<i>Hylaeus cornutus</i> CURTIS, 1831	3	1	4	26.6. - 10.8.	-	-			4
<i>Hylaeus difformis</i> (EVERSMANN, 1852)	1	-	1	10.8. - 10.8.	1	2	3	11.7. - 14.7.	4
<i>Hylaeus dilatatus</i> (KIRBY, 1802)	12	2	14	21.6. - 4.9.	32	3	35	14.6. - 24.8.	49
<i>Hylaeus duckei</i> (ALFKEN, 1904)	24	3	27	26.6. - 12.8.	3	3	6	14.6. - 24.8.	33
<i>Hylaeus gibbus</i> SAUNDERS, 1850	-	-			-	1	1	12.7. - 12.7.	1
<i>Hylaeus gredleri</i> FÖRSTER, 1871	2	-	2	28.6. - 26.7.	-	3	3	11.7. - 24.8.	5
<i>Hylaeus hyalinatus</i> SMITH, 1842	-	-			1	2	3	14.6. - 14.7.	3
<i>Hylaeus kahri</i> FÖRSTER, 1871	-	-			-	1	1	14.6. - 17.6.	1
<i>Hylaeus nigrinus</i> (FABRICIUS, 1798)	4	-	4	21.6. - 21.8.	3	24	27	14.6. - 24.8.	31
<i>Hylaeus paulus</i> BRIDWELL, 1919	3	-	3	29.5. - 8.9.	2	1	3	26.5. - 29.5.	6
<i>Hylaeus styriacus</i> FÖRSTER, 1871	2	-	2	22.6. - 10.7.	-	1	1	11.7. - 11.7.	3
<i>Hylaeus variegatus</i> (FABRICIUS, 1798)	-	-			1	1	2	11.7. - 24.8.	2
<i>Lasioglossum calceatum</i> (SCOPOLI, 1763)	12	1	13	24.4. - 24.7.	17	2	19	26.5. - 24.8.	32
<i>Lasioglossum costulatum</i> (KRIECHBAUMER, 1873)	3	3	6	29.8. - 16.9.	5	-	5	14.6. - 14.7.	11
<i>Lasioglossum fulvicorne</i> (KIRBY, 1802)	-	-			4	-	4	11.7. - 24.8.	4
<i>Lasioglossum laevigatum</i> (KIRBY, 1802)	-	-			2	-	2	14.6. - 17.6.	2
<i>Lasioglossum laticeps</i> (SCHENCK, 1868)	57	28	85	28.4. - 28.9.	72	5	77	26.5. - 24.8.	162
<i>Lasioglossum lativentre</i> (SCHENCK, 1853)	-	-			2	-	2	16.6. - 12.7.	2
<i>Lasioglossum leucozonium</i> (SCHRANK, 1781)	2	-	2	30.5. - 21.6.	6	-	6	28.5. - 24.8.	8
<i>Lasioglossum malachurum</i> (KIRBY, 1802)	15	4	19	28.4. - 14.9.	10	4	14	26.5. - 24.8.	33
<i>Lasioglossum minutissimum</i> (KIRBY, 1802)	1	-	1	14.8. - 21.8.	-	-			1
<i>Lasioglossum minutulum</i> (SCHENCK, 1853)	2	-	2	10.7. - 24.7.	1	-	1	11.7. - 14.7.	3
<i>Lasioglossum morio</i> (FABRICIUS, 1793)	34	14	48	24.4. - 24.10.	248	36 ²	284	26.5. - 24.8.	332
<i>Lasioglossum nitidiusculum</i> (KIRBY, 1802)	1	-	1	28.4. - 28.4.	-	-			1
<i>Lasioglossum parvulum</i> (SCHENCK, 1853)	4	10	14	28.4. - 26.7.	19	3	22	26.5. - 14.7.	36
<i>Lasioglossum pauperatum</i> (BRULLÉ, 1832)	12	9	21	22.6. - 20.9.	14	2	16	26.5. - 24.8.	37

¹Inklusive Arbeiterinnen und Königinnen. ²Inklusive eines Zitters.

Taxon	2012						2013						
	♀ ¹	♂	Total	Zeitraum			♀ ¹	♂	Total	Zeitraum			Total
<i>Lasioglossum pauxillum</i> (SCHENCK, 1853)	13	5	18	14.6.	-	23.8.	17	10	27	26.5.	-	24.8.	45
<i>Lasioglossum politum</i> (SCHENCK, 1853)	21	-	21	28.4.	-	2.8.	18	2	20	26.5.	-	24.8.	41
<i>Lasioglossum punctatissimum</i> (SCHENCK, 1853)	1	3	4	3.7.	-	21.8.	3	1	4	26.5.	-	14.7.	8
<i>Lasioglossum pygmaeum</i> (SCHENCK, 1853)	8	6	14	28.4.	-	29.8.	4	-	4	14.6.	-	14.7.	18
<i>Lasioglossum sexstrigatum</i> (SCHENCK, 1868)	-	-					1	-	1	14.6.	-	17.6.	1
<i>Lasioglossum smeathmanellum</i> agg.	5	2	7	17.5.	-	21.8.	39	8	47	26.5.	-	24.8.	54
<i>Lasioglossum tricinctum</i> (SCHENCK, 1874)	1	-	1	21.6.	-	21.6.	1	-	1	21.8.	-	24.8.	2
<i>Lasioglossum villosulum</i> (KIRBY, 1802)	4	7	11	29.4.	-	28.9.	47	2	49	26.5.	-	24.8.	60
<i>Lasioglossum xanthopus</i> (KIRBY, 1802)	-	-					1	-	1	14.6.	-	17.6.	1
<i>Lasioglossum zonulum</i> (SMITH, 1848)	-	-					1	-	1	14.6.	-	17.6.	1
<i>Megachile centuncularis</i> (LINNAEUS, 1758)	7	2	9	29.5.	-	4.9.	7	2	9	11.7.	-	24.8.	18
<i>Megachile circumcincta</i> (KIRBY, 1802)	-	-					2	2	4	26.5.	-	17.6.	4
<i>Megachile lagopoda</i> (LINNAEUS, 1761)	-	-					-	2	2	11.7.	-	22.8.	2
<i>Megachile pilidens</i> ALFKEN, 1924	7	-	7	30.5.	-	14.9.	2	-	2	11.7.	-	22.8.	9
<i>Megachile rotundata</i> (FABRICIUS, 1787)	-	-					2	-	2	21.8.	-	24.8.	2
<i>Megachile versicolor</i> SMITH, 1844	3	1	4	26.6.	-	29.8.	1	1	2	11.7.	-	21.8.	6
<i>Melitta nigricans</i> ALFKEN, 1905	-	-					-	1	1	21.8.	-	24.8.	1
<i>Nomada bifasciata</i> OLIVIER, 1811	-	-					3	-	3	26.5.	-	29.5.	3
<i>Nomada fabriciana</i> (LINNAEUS, 1767)	1	-	1	3.7.	-	10.7.	-	-					1
<i>Nomada flava</i> PANZER, 1798	1	-	1	17.5.	-	17.5.	-	-					1
<i>Nomada flavoguttata</i> (KIRBY, 1802)	-	-					-	1	1	14.6.	-	17.6.	1
<i>Nomada fucata</i> PANZER, 1798	5	1	6	24.4.	-	26.7.	2	2	4	26.5.	-	12.7.	10
<i>Nomada fulvicornis</i> FABRICIUS, 1793	-	-					2	-	2	26.5.	-	29.5.	2
<i>Nomada goodeniana</i> (KIRBY, 1802)	-	-					1	-	1	26.5.	-	29.5.	1
<i>Nomada lathburiana</i> (KIRBY, 1802)	1	-	1	29.4.	-	29.4.	-	-					1
<i>Nomada piccioliana</i> MAGRETTI, 1883	-	-					-	1	1	26.5.	-	29.5.	1
<i>Nomada ruficornis</i> (LINNAEUS, 1758)	-	-					5	1	6	26.5.	-	29.5.	6
<i>Nomada succincta</i> PANZER, 1798	-	-					-	2	2	26.5.	-	29.5.	2
<i>Osmia adunca</i> (PANZER, 1798)	5	1	6	22.5.	-	23.8.	2	2	4	11.7.	-	21.8.	10
<i>Osmia aurulenta</i> (PANZER, 1799)	7	1	8	28.4.	-	24.7.	3	1	4	26.5.	-	29.5.	12
<i>Osmia bicolor</i> (SCHRANK, 1781)	1	-	1	30.5.	-	30.5.	4	-	4	26.5.	-	17.6.	5
<i>Osmia bicornis</i> (LINNAEUS, 1758)	3	4	7	24.4.	-	30.5.	6	2	8	26.5.	-	17.6.	15
<i>Osmia brevicornis</i> (FABRICIUS, 1798)	2	4	6	10.5.	-	22.5.	7	11	18	26.5.	-	17.6.	24

¹ Inklusive Arbeiterinnen und Königinnen. ² Inklusive eines Zwitters.

Taxon	2012					2013					Total		
	♀ ¹	♂	Total	Zeitraum		♀ ¹	♂	Total	Zeitraum				
<i>Osmia caerulescens</i> (LINNAEUS, 1758)	-	-				1	-	1	28.5.	-	28.5.	1	
<i>Osmia campanularum</i> (KIRBY, 1802)	-	1	1	3.7.	-	3.7.	-	-				1	
<i>Osmia claviventris</i> THOMSON, 1872	7	-	7	24.5.	-	10.9.	-	-				7	
<i>Osmia florissomnis</i> (LINNAEUS, 1758)	-	-				4	2	6	26.5.	-	17.6.	6	
<i>Osmia gallarum</i> SPINOLA, 1808	1	-	1	17.6.	-	17.6.	1	-	1	28.5.	-	28.5.	2
<i>Osmia leaiana</i> (KIRBY, 1802)	-	-				2	-	2	21.8.	-	24.8.	2	
<i>Osmia leucomelana</i> (KIRBY, 1802)	4	1	5	14.5.	-	29.8.	11	8	19	14.6.	-	24.8.	24
<i>Osmia mitis</i> NYLANDER, 1852	-	-				1	1	2	11.7.	-	14.7.	2	
<i>Osmia rapunculi</i> (LEPELETIER, 1841)	-	-				1	2	3	11.7.	-	14.7.	3	
<i>Osmia spinulosa</i> (KIRBY, 1802)	-	-				1	-	1	11.7.	-	14.7.	1	
<i>Osmia tridentata</i> DUFOUR & PERRIS, 1840	-	1	1	24.5.	-	24.5.	-	-				1	
<i>Osmia truncorum</i> (LINNAEUS, 1758)	1	-	1	16.9.	-	16.9.	10	2	12	11.7.	-	24.8.	13
<i>Panurgus dentipes</i> LATREILLE, 1811	2	2	4	24.7.	-	12.8.	10	10	20	11.7.	-	24.8.	24
<i>Sphecodes albilabris</i> (FABRICIUS, 1793)	1	-	1	26.7.	-	26.7.	1	-	1	22.8.	-	22.8.	2
<i>Sphecodes ephippius</i> (LINNAEUS, 1767)	7	-	7	10.5.	-	10.7.	9	-	9	26.5.	-	12.7.	16
<i>Sphecodes gibbus</i> (LINNAEUS, 1758)	7	-	7	10.5.	-	30.5.	2	-	2	28.5.	-	28.5.	9
<i>Sphecodes hyalinatus</i> VON HAGENS, 1882	1	1	2	17.5.	-	3.7.	-	-				2	
<i>Sphecodes monilicornis</i> (KIRBY, 1802)	1	-	1	24.5.	-	24.5.	-	-				1	
<i>Sphecodes reticulatus</i> THOMSON, 1870	2	-	2	29.5.	-	6.9.	-	-				2	
<i>Sphecodes rubicundus</i> VON HAGENS, 1875	1	-	1	26.6.	-	26.6.	-	-				1	
<i>Sphecodes rufiventris</i> (PANZER, 1798)	1	1	2	23.8.	-	28.9.	-	-				2	
<i>Stelis breviscula</i> (NYLANDER, 1848)	-	-				1	-	1	11.7.	-	14.7.	1	
<i>Stelis ornatula</i> (KLUG, 1807)	1	-	1	17.7.	-	24.7.	-	-				1	
<i>Xylocopa violacea</i> (LINNAEUS, 1758)	1	-	1	14.5.	-	14.5.	1	-	1	26.5.	-	29.5.	2
Summe	804	281	1085				1720	440	2161			3246	

¹Inklusive Arbeiterinnen und Königinnen. ²Inklusive eines Zwitter.