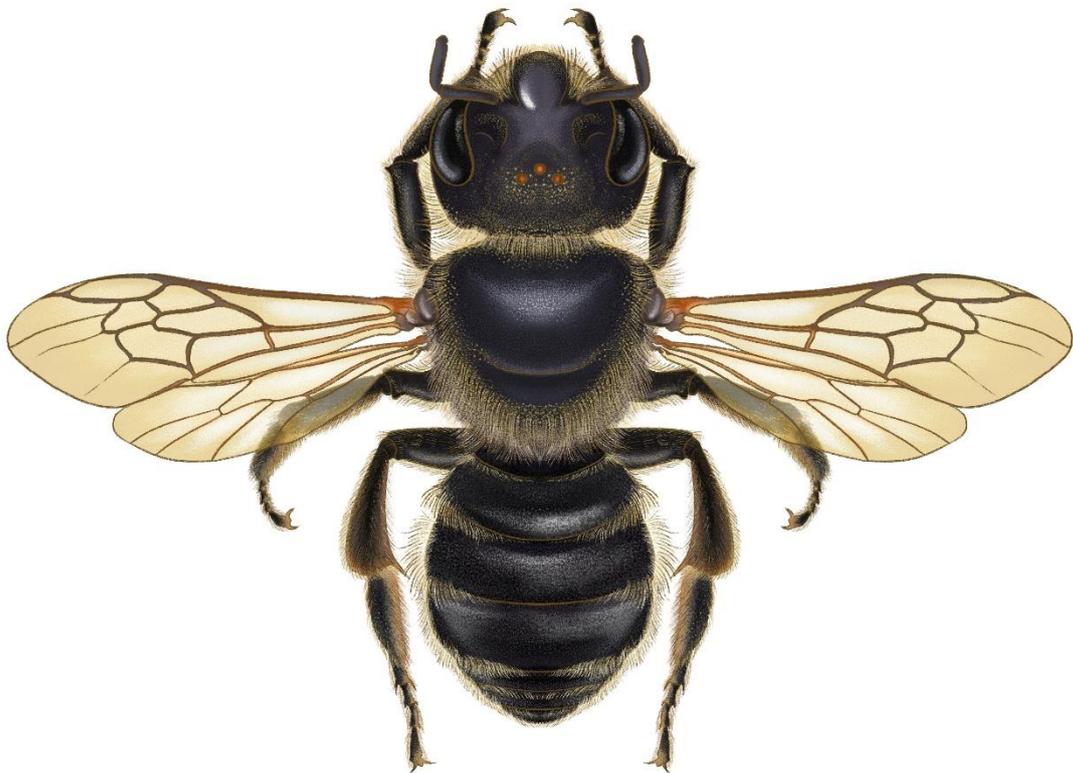


Die Wildbienen (Hymenoptera: Apiformes) des Val Müstair (Kt. Graubünden)
Arteninventar, Habitatansprüche und naturschutzfachliche Bewertung

Masterarbeit



Osmia mitis von Wendy Yu © Jakob Kalus

Erstbetreuer: Prof. Dr. Rainer Buchwald
Zweitbetreuerin: Dr. Linda Feichtinger

vorgelegt von: Jakob Kalus
Matrikel-Nr.: 3067177
Graf-Dietrich-Straße 22
26123 Oldenburg

Abgabetermin: 02.12.2023

Inhaltsverzeichnis

Tabellen- und Abbildungsverzeichnis.....	II
Abstract.....	III
Zusammenfassung	IV
1 Einleitung.....	1
2 Untersuchungsgebiet.....	5
2.1 Val Müstair	5
2.2 Untersuchungsgebiet – Artenhotspotflächen des Val Müstair.....	5
2.2.1 Geologie und Geografie	5
2.2.2 Klima.....	7
2.2.3 Lebensraumtypen	7
2.2.4 Landnutzung	8
2.2.5 Untersuchungsflächen	8
3 Methoden.....	9
3.1 Flächenauswahl	9
3.2 Durchgänge	9
3.3 Wildbienen	10
3.3.1 Beprobung der Wildbienen.....	10
3.3.2 Präparieren der Wildbienen.....	11
3.3.3 Bestimmung der Wildbienen	14
3.4 Blühpflanzenkartierung	14
3.5 Strukturkartierung.....	14
3.6 Rote Liste.....	15
3.7 Methodenkritik.....	15
3.8 Statistik.....	16
4 Ergebnisse.....	19
4.1 Wildbienen	19
4.1.1 Biodiversitätsindices	20
4.1.2 Rote Liste	20
4.1.3 Seltenheit	22
4.1.4 Phagie.....	22
4.2 Pflanzen.....	23
4.3 Habitatstruktur	25
4.3.1 Nisthabitate	26
4.4 Klassifikation der Flächen	27
5 Diskussion	31
5.1 Naturschutzfachliche Bewertung	31
5.2 Einflüsse von Habitatstruktur auf die Wildbienenpopulation	34
5.3 Einflüsse von Blühpflanzen auf die Wildbienenpopulation	35
5.4 Anpassung der Maßnahmen	36
6 Fazit.....	38
7 Ausblick.....	38
8 Danksagung.....	39
9 Literaturverzeichnis	39
10 Anhang.....	53
11 Selbstständigkeitserklärung.....	60

Tabellen- und Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Karte des Untersuchungsgebietes	6
Tab. 1: Verwendete Präpariernadeln bei verschiedenen Wildbienen	13
Abb. 2: Präparation von Wildbienen	14
Abb. 3: Scree Plot mit Eigenvalues der Hauptkomponentenanalyse	19
Abb. 4: Stresstest für die Bestimmung der Anzahl an Dimensionen für die NMDS	19
Abb. 5: Anzahl der Arten von Wildbienen pro Fläche	20
Abb. 6: Anzahl der Individuen von Wildbienen pro Fläche	20
Abb. 7: Anzahl der Arten von Wildbienen pro Durchgang	20
Abb. 8: Anzahl der Individuen von Wildbienen pro Durchgang	20
Abb. 9: Simpson-Index der Wildbienen pro Fläche	21
Abb. 10: Shannon-Index der Wildbienen pro Fläche.....	21
Abb. 11: Evenness der Wildbienen pro Fläche.....	21
Abb. 12: Wildbienenarten nach Rote Liste Kategorie der Schweiz 1994	22
Abb. 13: Wildbienenarten nach Rote Liste Kategorie der Südschweiz 1994.....	22
Abb. 14: Seltenheit der Wildbienen	23
Abb. 15: Phagie der Wildbienen.....	24
Abb. 16: Anzahl der Arten von Blühpflanzen pro Fläche.....	24
Abb. 17: Anzahl der Arten von Blühpflanzen pro Durchgang.....	24
Abb. 18: Habitatstruktur der Flächen, Mittelwerte der Deckungsgrade über die Durchgänge	25
Abb. 19: Durchschnittliche Wuchshöhe der krautigen Vegetation pro Fläche	26
Abb. 20: Nistpräferenzen der Wildbienen	27
Abb. 21: Nistpräferenzen von <i>Bombus sp.</i>	27
Abb. 22: NMDS mit Abundanzdaten der Wildbienen.....	29
Abb. 23: NMDS mit Präsenz/Absenz Daten der Blühpflanzen	29
Abb. 24: NMDS mit Abundanzdaten der Wildbienen und Präsenz/Absenz Daten der Blühpflanzen	30
Abb. 25: NMDS mit Abundanzdaten der Wildbienen und Habitatstruktur Daten der Flächen.....	30

Abstract

The global loss of biodiversity is reaching high levels, such that we are currently witnessing a mass extinction event. It is mainly caused by the change in land use and global warming. Media effective and of utmost concern in this context is the insect die-off. Insects fulfill many important services for humans, with one of the most important being pollination. The most important pollinators in central Europe are bees, especially wild bees, which furthermore are excellent indicators for habitat quality through their specific habitat requirements. This thesis's aim is to assess an area's value for nature conservation to possibly adapt the area's management plan. Furthermore, it will be tried to answer questions about the habitat requirements of wild bees.

As dry grasslands, especially those in inner alpine dry valleys, are refuges for many insects and hotspots of biodiversity, the sampling took place in an area with many patches of dry grassland in the Val Müstair in the Swiss Kanton Graubünden. For this purpose, wild bees, flowering plants, as well as the soil texture were recorded in four samplings in 2022 over a total of nine plots within the area.

A total of 92 wild bee species were found in the area, of which approximately 22% were considered as endangered as by the "Rote Liste der Wildbienen der Schweiz". There were no definitive results when it came to the habitat requirements of wild bees. The differences in the species inventory of the plots were substantial, while the plots only marginally differed regarding biodiversity, habitat structure and flowering plants.

It is difficult to compare these results with other studies, as the sampling didn't take place over a full vegetational cycle. The species composition of the area is most likely much higher than sampled. Another indication for this is the large number of single finds of wild. The sampled data on habitat structure and flowering plants is too unspecific to make assumptions about the highly specialized habitat requirements of wild bees. The current management of the area, which includes extensive grazing, decussation, and the removal of *Pteridium aquilinum*, is regarded as suitable for preserving and promoting a rich species assemblage of wild bees. An additional sampling of wild bees in the area, this time over two full vegetational cycles, is recommended to gain additional data on this species assemblage. Moreover, the creation of a „functional habitat map“ is advised, as well as monitoring and regulating the influence of honey bees in the area.

Zusammenfassung

Der Verlust an Biodiversität weltweit ist mittlerweile so hoch, dass wir uns in einem Massenaussterben befinden. Ausgelöst wird dieser vor allem durch den Landnutzungswandel und die globale Erwärmung. Medial wirksam und von besonderer Bedeutung ist dabei das Insektensterben. Insekten erfüllen eine Vielzahl wichtiger Dienstleistungen für den Menschen, von denen eine der bedeutendsten die Bestäubung ist. Die wichtigsten Bestäuber in Mitteleuropa sind Bienen, speziell Wildbienen, die darüber hinaus durch ihre spezifischen Habitatansprüche exzellente Indikatoren für den Wert eines Habitats sind. In dieser Arbeit soll ein Gebiet anhand dieser Gruppe naturschutzfachlich bewertet werden, sodass eine eventuelle Anpassung der Bewirtschaftung vorgenommen werden kann. Außerdem sollen Fragen über die Habitatansprüche von Wildbienen beantwortet werden.

Da Trockenwiesen und -weiden, speziell die in inneralpinen Trockentälern, Refugien für viele Insekten darstellen und Hotspots der Biodiversität sind, wurde die Beprobung in einem Gebiet mit vielen Trockenwiesen und -weiden im Val Müstair im Schweizer Kanton Graubünden durchgeführt. Hierzu wurden Wildbienen und Blühpflanzen, sowie die Bodenbeschaffenheit auf insgesamt neun Flächen im Untersuchungsgebiet in vier Durchgängen im Jahr 2022 beprobt.

Es wurden insgesamt 92 Wildbienenarten im Gebiet gefunden, von denen Rund 22% auf der Roten Liste der Wildbienen der Schweiz als gefährdet eingestuft werden. Es gab keine eindeutigen Ergebnisse zu den Habitatansprüchen der Wildbienen. Die Unterschiede den Arteninventaren der einzelnen Untersuchungsflächen waren sehr groß, wobei die Flächen sich im Hinblick auf Biodiversität, Habitatstruktur und vorkommende Blühpflanzen wenig unterschieden.

Der Vergleich mit anderen Studien ist schwer, da die Beprobung nicht über eine gesamte Vegetationsperiode durchgeführt wurde. Das Artenspektrum des Untersuchungsgebietes ist wahrscheinlich größer als während dieser Beprobung festgestellt wurde. Ein weiteres Indiz dafür ist die hohe Anzahl an Einzelfunden unter den Wildbienen. Die Daten zu Habitatstruktur und Blühpflanzen waren zu unspezifisch, um den hochspezialisierten Ansprüchen von Wildbienen gerecht zu werden. Die momentane Bewirtschaftung des Gebiets, bestehend aus extensiver Beweidung, Entkusselung und dem Entfernen von *Pteridium aquilinum*, ist geeignet, um diese Flächen im Hinblick auf eine hohe Biodiversität von Wildbienen zu unterhalten und zu fördern. Es wird empfohlen eine weitere Beprobung der Wildbienen über zwei Vegetationsperioden hinweg durchzuführen, um einen größeren Anteil des Artenspektrums zu erfassen. Darüber hinaus sollte eine „functionl habitat map“ erstellt werden und der Einfluss von Honigbienen auf den Flächen überwacht und reguliert werden.

1 Einleitung

Innerhalb des letzten Jahrhunderts hat sich der Verlust von Biodiversität auf ein Niveau hin entwickelt, das seit dem letzten Massenaussterben nicht mehr erreicht worden ist (ROCKSTRÖM, et al., 2009). Das Artensterben entwickelte sich aufgrund dessen über die letzten Jahrzehnte zu einem der wichtigsten Themen im Naturschutz und der Ökologie. Eine besondere Stellung nimmt hierbei das Insektensterben ein. Es ist eines der wenigen Themen innerhalb dieser Disziplinen, das auch außerhalb von Fachkreisen durch Verbreitung in den Medien Teil des öffentlichen Diskurses ist (CARDOSO et al., 2020; FARTMANN et al., 2021). Es wurden vier Faktoren identifiziert (Neobiota, Stickstoffdepositionen, Klimawandel und Landnutzungswandel) die vornehmlich für das Insektensterben verantwortlich gemacht werden und alle anthropogen bedingt sind (CARDOSO et al., 2020; FARTMANN et al., 2021).

Stickstoffdepositionen, verursacht durch Landwirtschaft und Industrie, stellen weltweit eine Bedrohung ganzer Ökosysteme dar (GALLOWAY et al., 2008; SUTTON et al., 2014; VITOUSEK et al., 1997). Auf Insekten wirken diese vor allem indirekt. Über das veränderte Wachstum der Vegetation verschwinden die Bruthabitate, Futterpflanzen und typischen Lebensräume von Insektenarten (NIJSSEN et al., 2017).

Aufgrund des Mangels an Publikationen, ist es schwierig allgemeingültige Aussagen zu Neobiota zu treffen (FARTMANN et al., 2021). Sicher lässt sich sagen, dass besonders konkurrenzstarke Arten, die heimische Arten verdrängen, ganze Ökosysteme grundlegend verändern, und somit vor allem für bestäubende Insekten eine große Gefahr darstellen (FARTMANN et al., 2021).

Ein schwer zu quantifizierender Faktor des Insektensterbens ist der anthropogen verursachte Klimawandel. Einige Insektengruppen, beispielsweise Heuschrecken und Tagfalter, profitieren vom Klimawandel. Dies zeigt sich in deutlich vergrößerten Ausbreitungsgebieten vieler Arten innerhalb dieser Gruppen (FARTMANN et al., 2012; HICKLING et al. 2005; OTT 2010; PONIATOWSKI et al., 2020; TERMAAT et al., 2019; WILLIGALLA & FARTMANN, 2012). Weitere Auswirkungen des Klimawandels sind die Verschiebung der Ausbreitungsgebiete vieler taxonomischer Gruppen in Richtung Norden (HICKLING et al., 2006), sowie eine generelle Verschiebung von Habitaten, der Phänologie sowie der Abundanz vieler Arten (CHEN et al., 2011; PARMESAN & YOHE, 2003; GREGORY et al., 2009; Thackeray et al., 2010). Allgemein gesagt stellt der Klimawandel weltweit eine große Bedrohung für die Biodiversität dar (BALINT et al., 2011; MACLEAN & WILSON, 2011; OHLEMÜLLER et al., 2008; POUNDS et al., 2006; THOMAS et al., 2004, 2006). Defizitär ist hierbei vor allem das Fehlen von Studien zur Auswirkung des Klimawandels auf ganze Ökosysteme oder Lebensgemeinschaften (FARTMANN et al., 2021).

Den größten Effekt auf das Artensterben im Allgemeinen und somit auch auf das Insektensterben hat die veränderte Landnutzung (CARDOSO et al., 2020; ROCKSTRÖM et al., 2009). Auch der Klimawandel wird im Zusammenhang mit Landnutzungswandel zu einem größeren Problem. Durch Habitatfragmentierung fehlen Korridore, um den durch den Klimawandel veränderten Bedingungen auszuweichen, wovon Ausbreitungsschwache Arten überproportional betroffen sind (BEHRENS et al. 2009; FARTMANN et al. 2012; HILL et al. 1999; RABITSCH et al. 2011; STREITBERGER et al. 2016a, b; WARREN et al. 2001). Habitatfragmentierung und die Verkleinerung von Habitaten spielen auch für sich genommen eine große Rolle. So ist Insektenpopulationen bei einer Störung ein Ausweichen nur schwer möglich, Randeffekte wirken sich stärker aus und kleinere Habitats sind generell strukturärmer (FARTMANN et al. 2019; LÖFFLER & FARTMANN 2017; HOLTMANN et al. 2019). Des Weiteren hat sich die Störungsintensität von landwirtschaftlich genutzten Flächen stark verändert, wobei die ursprüngliche Form eine mittlere Störungsintensität durch extensive Nutzung war, die eine hohe Biodiversität begünstigt (HUSTON, 1979). Durch Nutzungsaufgabe vieler Flächen und gleichzeitige Nutzungsintensivierung anderer Flächen, auch im Zusammenhang mit den bereits besprochenen Stickstoffdepositionen, befinden sich diese extensiv genutzten, artenreichen Flächen im Rückgang (FARTMANN et al., 2021).

Vor diesem Hintergrund haben Trockenwiesen und -weiden (BAFU, 2010) eine besondere Bedeutung. Trockenwiesen und -weiden zählen, wie auch andere Formen der Magerrasen, zu den artenreichsten Biotopen Mitteleuropas (BERGAUER et al., 2022; DENGLER et al., 2020; KIEHL, 2019; MAGNES et al., 2021). Speziell solche in inneralpinen Trockentälern haben eine einzigartige Flora, die sich neben Elementen aus dem mediterranem Klimaraum auch durch osteuropäische Steppenarten auszeichnet (BERGAUER et al., 2022; MAGNES et al., 2021). Die historisch praktizierte, extensive Bewirtschaftung dieser Flächen, die diese Landschaftsform in ihren heutigen Ausmaßen erst geschaffen hat, ist in der heutigen Zeit nicht mehr Kosteneffizient (BISCHOF et al., 1981; POSCHLOD & WALLISDEVRIES, 2002; PRÉVOSTO et al., 2011). Dies führte in der Vergangenheit zur großflächigen Nutzungsaufgabe von Trockenwiesen- und weiden, auch im Raum der inneralpinen Trockentäler, welche Verbuschung, Aufwuchs von Bäumen und Verlust vom strukturreichen Umland zur Folge hatte (DIACON-BOLLI, 2012; POSCHLOD & WALLISDEVRIES, 2002; PRÉVOSTO et al., 2011).

Auf Trockenwiesen und -weiden kommt eine Vielzahl, oftmals gefährdeter, Insektenarten vor. Insekten erfüllen eine Vielzahl an wichtigen Funktionen, sowohl innerhalb von Ökosystemen als auch für den Menschen (CARDOSO et al., 2020). Sie bilden in vielen Ökosystemen die wichtigste Nahrungsquelle für Organismen höherer Trophieebenen (KOH et al., 2004; SPEIGHT et al., 2008; WILSON et al., 1999), wobei ein direkter Einfluss des Verlusts von Insekten auf diese schwer

zu beweisen ist (WAGNER, 2020). Neben anderer Dienstleistungen wie der Schädlingsbekämpfung (BIANCHI et al., 2006; LOSEY & VAUGHAN, 2006) und dem Abbau organischen Materials als Destruenten (LOSEY & VAUGHAN, 2006) ist die Bestäubung von Pflanzen durch Insekten sowohl ökologisch als auch wirtschaftlich besonders hervorzuheben (ABROL, 2012; KLEIN et al., 2007; LEONHARDT et al., 2013; LOSEY & VAUGHAN, 2006). So stehen beispielsweise der Verlust von bestäubenden Insekten und vaskulären Pflanzen in Zusammenhang (BIESMEIJER et al., 2006) und der wirtschaftliche Schaden durch den Verlust von Bestäubern wäre enorm (LEONHARDT et al., 2013; LOSEY & VAUGHAN, 2006). Allein in Europa wird der Wert der Bestäubungsleistung für die Landwirtschaft auf 14,6 ($\pm 3,3$) Milliarden € jährlich geschätzt (Leonhardt et al., 2012).

Bienen sind in Mitteleuropa die wichtigsten Bestäuber (FARTMANN et al., 2021; POTTS et al., 2016). Der ökonomische Wert für die Schweiz wurde von SUTTER et al. (2017), mithilfe des Leitfadens von GALLAI & VAISSIÈRE (2009), für das Jahr 2012 auf 351 Millionen Schweizer Franken geschätzt. Hierbei ist die vielfach wirtschaftlich genutzte Honigbiene kein Ersatz für Wildbienen, die einerseits von der Honigbiene verdrängt werden können (LÁZARO et al., 2021) und zusätzlich auch bei vollem Besatz mit Honigbienen die Bestäubungsleistung weiter erhöhen können (GARIBALDI et al., 2013). Außerdem sind Wildbienen besonders gut als Indikatoren für den ökologischen Wert von Habitaten geeignet, da sie diverse und sehr spezifische Ansprüche an ihren Lebensraum stellen (BANASZAK & TWERD, 2017; VIEIRA et al., 2011; WESTRICH, 2019). Diese, bei Wildbienen auch Requisiten genannten, speziellen Ansprüche beziehen sich auf das Nisthabitat, das Bruthabitat, die Nahrungsquellen und die (mikro)klimatischen Bedingungen, die von verschiedenen Wildbienen benötigt werden (WESTRICH, 2019).

Aufgrund ihrer spezifischen Ansprüche und ihres Wertes als Indikatoren werden demnach Wildbienen herangezogen, um ein Gebiet mit vielen Trockenwiesen und -weiden von nationaler Bedeutung (BAFU, 2011) im Val Müstair, gelegen im Kanton Graubünden, zu untersuchen. Das Gebiet befindet sich im Regionalen Naturpark „Biosfera Val Müstair“ und wird derzeit aktiv bewirtschaftet. Zusätzlich werden Daten zu Habitatstruktur, genauer gesagt der Bodenbeschaffenheit, und dem Angebot von Blühpflanzen aufgenommen, um diese mit den Habitatansprüchen der Wildbienen in Verbindung bringen zu können. Als Wildbienen werden in dieser Arbeit, wie üblich, alle Vertreter der Gruppe Apiformes, einer ranglosen Gruppe innerhalb der Stechimmen behandelt. Die einzige Ausnahme bildet hierbei die Gattung *Apis*, welche in Europa nur durch eine Art, *Apis mellifera*, die als Nutztier weithin bekannte „Westliche Honigbiene“, vertreten ist (WESTRICH, 2019).

In dem beschriebenen Rahmen beschäftigt sich diese Arbeit mit den folgenden Fragestellungen:

Welchen Wert hat dieses Gebiet aus naturschutzfachlicher und ökologischer Sicht?

Gibt es Zusammenhänge zwischen der Struktur der Habitate und dem Vorkommen von Wildbienen?

Gibt es Zusammenhänge zwischen dem Blütenangebot und dem Vorkommen von Wildbienen?

Sind die momentan angewendeten Maßnahmen der Bewirtschaftung sinnvoll?

2 Untersuchungsgebiet

2.1 Val Müstair

Das Val Müstair, auf Deutsch auch Münstertal genannt, ist ein West-Osttal, das sich zum Großteil im Schweizer Kanton Graubünden befindet, während ein kleinerer Teil im Osten zu Südtirol und somit zu Italien gehört (Abb. 1). Das Tal wird durch den Rom entwässert, der in Richtung Osten aus dem Tal hinaus fließt (FORUM CUMÜNAL, o.D.). Im Südwesten findet sich das Val Mora, ein Tal das annähernd parallel zum Val Müstair verläuft und durch einige Berggipfel von diesem abgetrennt ist. Richtung Süden sind die Täler durch eine Bergkette mit bis zu 3000m hohen Gipfeln begrenzt, die eine natürliche Barriere nach Italien bilden (FORUM CUMÜNAL, o.D.). Der gesamte schweizerische Teil des Tals, die Gemeinde Val Müstair, gehört zum Naturpark Biosfera Val Müstair, der gemeinsam mit dem Schweizerischen Nationalpark und Teilen der Gemeinde Scuol das UNESCO-Biosphärenreservat Engiadina Val Müstair bildet.

2.2 Untersuchungsgebiet – Artenhotspotflächen des Val Müstair

Das Untersuchungsgebiet befindet sich an den südexponierten Hängen am Ende des Tals, beginnend über Santa Maria bis an die italienische Grenze knapp hinter Müstair (Abb. 1) und liegt auf einer Höhe von 1341 m bis 1552 m.

Bei dem Untersuchungsgebiet handelt es sich um die Flächen des Projekts „Artenhotspots“ der Biosfera Val Müstair (BIOSFERA VAL MÜSTAIR, 2020 a). Im Rahmen dieses Projektes werden bereits seit 2004 die wertvollen Biotope des Untersuchungsgebietes, unter anderem Trockenwiesen - und weiden nationaler Bedeutung (BAFU, 2010), aufgewertet und gepflegt (BIOSFERA VAL MÜSTAIR, 2020 a). Auf den Flächen des Untersuchungsgebietes finden sich mit 83 Tagfalter-Arten mehr als ein Drittel aller Tagfalter-Arten der Schweiz, darunter viele gefährdete oder nahezu ausgestorbene Arten (BIOSFERA VAL MÜSTAIR, 2020 a).

2.2.1 Geologie und Geografie

Das Val Müstair liegt im ostalpinen Deckensystem. Die vorhandenen Gesteine sind der S-Charl-Sesvenna-Decke zuzuordnen sind (FORUM CUMÜNAL, o.D.; HESS, 1953; SWISSTOPO, 2023). Die komplizierte Faltung der Sedimente, sowie die kleinräumige Aufteilung der kristallinen Gesteine und Sedimente sorgen für die hohe Komplexität der Region (FORUM CUMÜNAL, o.D.). Im Talboden dominieren die durch den Rom akkumulierten Alluvialböden und Bachschutte (SWISSTOPO, 2023; Abb. 3). Diese spielen für die Untersuchungsflächen eine untergeordnete Rolle, da sich unter

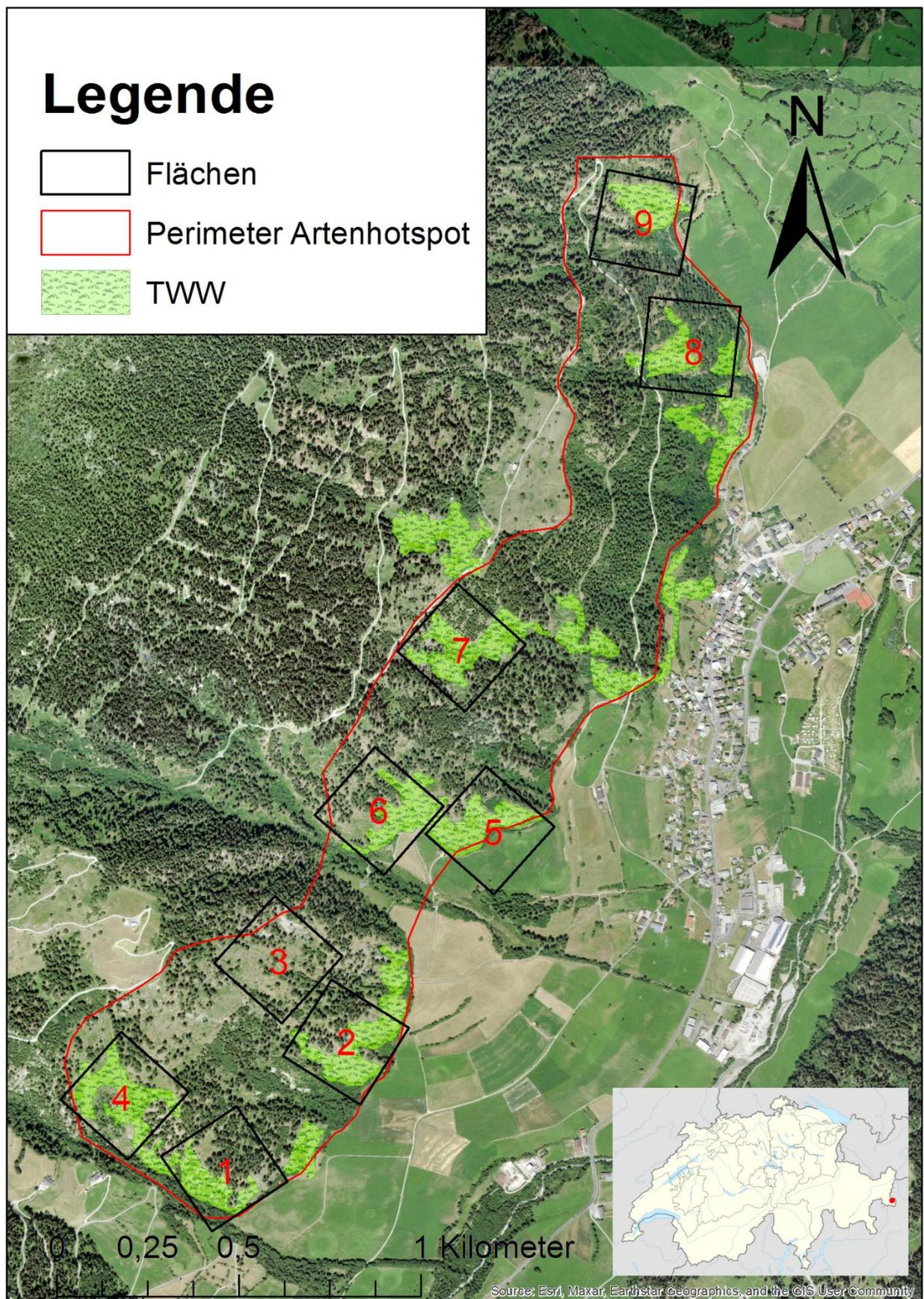


Abb. 1: Karte des Untersuchungsgebietes (TWW = Trockenwiesen und -weiden von nationaler Bedeutung (BAFU, 2011); Erstellt mit ESRI (2011))

diesen größtenteils die Gneise der S-charl-Sesvenna-Decke finden (SWISSTOPO, 2023). Hierbei dominiert der Orthogneis, mit kleineren Anteilen von Phylitgneis und anderem Silikatgestein wie Quarzphylit (SWISSTOPO, 2023). Insgesamt vermischen sich silikatische und karbonatische Einflüsse im Untersuchungsgebiet (SWISSTOPO, 2023).

2.2.2 Klima

Das Val Müstair ist ein inneralpines Trockental, welches sich auf etwa 1400 m ü. NHN befindet. In Relation zum restlichen Alpenraum, weist es geringe jährliche Niederschläge von 767 mm auf (METEOSCHWEIZ, 2022). Es liegt innerhalb der kontinental geprägten inneralpinen Trockenzone, weist jedoch auch mediterrane Einflüsse auf (FORUM CUMÜNAL, o.D.). Aufgrund der langanhaltenden Schneebedeckung, die typischerweise bis in den April reicht und den 135 Frosttagen hat das Val Müstair eine verhältnismäßig kurze Vegetationsperiode (METEOSCHWEIZ, 2022). Dennoch besitzt das Val Müstair günstige klimatische Verhältnisse für das Vegetationswachstum, wodurch die Höhenstufen, wie die Waldgrenze (2300 m ü. NHN) und landwirtschaftliche Nutzungsformen wie Obst- und Getreideanbau (1470 m, bzw. 1900 m ü. NHN), im Vergleich zum Alpennord- und Südhang deutlich höher liegen (FORUM CUMÜNAL, o.D.).

2.2.3 Lebensraumtypen

Im Val Müstair finden sich viele verschiedene Lebensraumtypen, die oftmals kleinstrukturell und heterogen ausgeprägt sind (FORUM CUMÜNAL, o.D.). Ökosysteme wie Moore, Auen, Trocken-, Mager- und Fettwiesen, Wald, karge Gebirgsstandorte und speziell deren Saumbereiche bieten Lebensraum für eine Vielzahl verschiedener Tier- und Pflanzenarten (FORUM CUMÜNAL, o.D.). Der Ofenpass, der sich im Norden des Val Müstair befindet, stellt eine der seltenen Verbindungen zwischen Süd- und Zentralalpen mit Baumbestand dar und ist somit für die Biotopvernetzung besonders wertvoll (FORUM CUMÜNAL, o.D.).

Im Bereich des Untersuchungsgebietes finden sich vor allem Waldflächen und landwirtschaftlich extensiv genutzte Weiden, die als Trockenwiesen und -weiden von nationaler Bedeutung (Abb. 1; BAFU, 2010; BIOSFERA VAL MÜSTAIR, 2020 a) von besonderem Wert sind. Übergeordneten Wert für Wildbienen haben diese Offenlandbiotop des Untersuchungsgebietes. Hierzu gehören Felsensteppen, Trockenrasen, Halbtrockenrasen und Magerweiden auf denen und an deren Rändern sich wiederum vereinzelt Hochstaudenfluren, trockenwarme Gebüsche und lichte, beweidete Lärchenwälder finden, die zur Heterogenität des Habitats beitragen (BIOSFERA VAL MÜSTAIR, 2020 a).

2.2.4 Landnutzung

Die heute intensiv genutzten Terrassen des Talgrunds befinden sich von 1200 m bis 2000 m ü. NHN, von Müstair bis Tschierv (FORUM CUMÜNAL, o.D.). Während einige der landschaftlichen Komplexe der Hanglagen des Val Müstair land- und forstwirtschaftlich genutzt werden, gibt es immer noch viele ungenutzte Flächen, die auch durch eine Landschaftsschutzzone vor Eingriffen geschützt werden (FORUM CUMÜNAL, o.D.). Das Untersuchungsgebiet befindet sich nicht in dieser Zone, da es zu großen Teilen aus Trockenwiesen und -weiden besteht, die auf eine extensive Bewirtschaftung angewiesen sind und somit zur traditionellen Kulturlandschaft gehören (FORUM CUMÜNAL, o.D.). Die landwirtschaftlich extensiv genutzten Flächen der Hanglagen sind infolge der Nutzungsaufgabe durch Verbuschung und anschließende Verwaldung bedroht. Des Weiteren wurden durch die Melioration des Talgrunds und die Bewässerung, früher mithilfe von Kanälen, heute über ein Hydrantensystem, diese für das Val Müstair typischen Trockenwiesen und -weiden zurückgedrängt (FORUM CUMÜNAL, o.D.).

2.2.5 Untersuchungsflächen

Auf die Auswahl der Flächen wird im Methodenteil genauer eingegangen. Alle Flächen wurden während des Untersuchungsjahres von Rindern, Schafen und Ziegen beweidet. Die Weidetiere waren von Ende Mai bis Anfang Juni auf den Flächen, wodurch die Vegetation im ersten Durchgang, Anfang Juni, abgegrast war. Schafe und Ziegen wurden Anfang Juni in höhere Lagen geführt, wobei die Schafe gegen Mitte August zurück auf die Untersuchungsflächen gebracht wurden. Die Rinder blieben während der gesamten Probenahme auf den Weiden. Zusätzlich gibt es regelmäßige Arbeitseinsätze durch freiwillige Helfende, bei denen die Flächen entkusselt werden und *Pteridium aquilinum* (Adlerfarn) entfernt wird. Eine Beschreibung einiger der Untersuchungsflächen wurde bereits im Rahmen des „Artenförderprojektes Felsenfalter“ (BIOSFERA VAL MÜSTAIR, 2020 b) vorgenommen:

Fläche 1 fungiert als Ziegenweide und weist eine halboffene Struktur auf. Diese setzt sich aus offenen Magerweidebereichen und Abschnitten mit dichtem Baumbestand zusammen. Fläche 2 präsentiert sich als offene Schafweide, die hauptsächlich von Trockenrasen geprägt ist. Weiterhin zeichnet sich Fläche 3 durch eine Magerweide mit reichlich Baumbestand aus, die für die Schafhaltung genutzt wird, wobei eine Unternutzung festgestellt wurde. Fläche 4 ist eine weitgehend offene Magerweide, die aktiv von Schafen beweidet wird. Sowohl Fläche 5 als auch Fläche 6 sind offene Rinderweiden mit Charakteristiken von Trockenrasen. Hinsichtlich der Flächen 7, 8 und 9 besteht keine eindeutige, vorherige Klassifizierung, jedoch weisen sie alle teilweise Trockenrasen-Elemente auf (Abb. 1).

3 Methoden

3.1 Flächenauswahl

Die Auswahl der Flächen wurde nach einer Reihe von Parametern getroffen. Alle Flächen sollten eine Größe von 250x250 m haben, große Anteile an Offenland enthalten und es sollten sich mindestens 90% ihrer Gesamtfläche innerhalb des Artenhotspot-Parameters befinden.

Wildbienen sind durch ihre gute Flugfähigkeit sehr mobil (WESTRICH, 2019) und können auf der Suche nach geeigneten Nektar- und Pollenquellen, je nach Art, Distanzen von mehreren Kilometern zurücklegen (ZURBUCHEN et al., 2010 a, b). Diese gemessenen Maximaldistanzen sind aber eher die Ausnahme. Für den Erhalt einer dauerhaft existierenden Population einer solitären Wildbienenart dürfen Nistplatz und Nektar- bzw. Pollenquelle nur wenige hundert Meter voneinander entfernt sein (ZURBUCHEN et al., 2010 a, b). Diese Distanzen spiegeln in der Regel die tatsächlichen Flugdistanzen im Feld wider, maximale Flugdistanzen werden dort nur bei Störungen, beispielsweise einer großflächigen Mahd, tatsächlich erreicht (ZURBUCHEN et al., 2010 a, b). Um eine repräsentative Wildbienenfauna aufzunehmen, muss eine geeignete Fläche dementsprechend eine Ausdehnung von mindestens einigen hundert Metern besitzen. Dem gegenüber stand die begrenzte räumliche Ausdehnung der Offenlandbiotop und die begrenzte Größe des Untersuchungsgebiets bei gleichzeitig noch statistisch relevanter Flächenanzahl. Aus diesem Grund wurde, in Absprache mit Dr. Andreas Müller, eine Größe der Flächen von 250x250 m festgelegt.

Im Anschluss einer Begehung des Geländes und eines Aufsuchens der Offenlandbiotop, wurden die Flächen ausgewählt. Neun Flächen erfüllten die veranschlagten Kriterien und wurden als Untersuchungsflächen ausgezeichnet. Auf jeder dieser Flächen wurden Deckungsgrade kartiert, Blühpflanzen aufgenommen und Wildbienen beprobt. Alle diese Aufnahmen erfolgten in den Offenlandbereichen der Flächen, da die Halbtrockenrasen, Trockenrasen und Felsensteppen des Artenhotspot-Parameters im Zentrum dieser Untersuchung stehen und in Wäldern nur eine sehr begrenzte Anzahl an Wildbienen vorkommt (WESTRICH, 2019). Einzelne Bäume und kleinere, sehr lichte Waldstücke wurden ebenfalls beprobt, geschlossene Waldstücke nicht.

3.2 Durchgänge

Die Anzahl der Durchgänge richtete sich größtenteils nach dem zeitlichen Rahmen des Projekts. Generell wurde eine möglichst hohe Anzahl von Durchgängen angestrebt, wobei die einzelnen Durchgänge möglichst ähnliche zeitliche Abstände zueinander aufweisen sollten. Aufgrund der

zeitlichen Beschränkungen wurden somit insgesamt vier Durchgänge durchgeführt. Zwischen den Durchgängen 2, 3 und 4 lag jeweils eine Zeit von etwa zwei Wochen (Anhang A). Zwischen Durchgang 1 und 2 ist etwas mehr als ein Monat vergangen, da ich die Schweiz aus terminlichen Gründen für diese Zeit verlassen musste (Anhang A). Während jedem dieser Durchgänge wurden alle Aufnahmen, also die Kartierung der Deckungsgrade, der Blühpflanzen und die Beprobung der Wildbienen auf jeder Fläche durchgeführt. Der Abstand der Durchgänge voneinander und zeitliche Unregelmäßigkeiten innerhalb der Durchgänge lassen sich durch die Witterungsbedingungen erklären. Da der Großteil aller Wildbienen nur bei passendem Wetter fliegt, wurde die Beprobung der Wildbienen nur bei optimalen Bedingungen durchgeführt (EBMER, 2010; SCHWARZ, 2014). Alle Beprobungen der Wildbienen fanden somit an durchgängig sonnigen, heißen Tagen mit wenig Wind statt. Die Beprobung fand 2022 statt.

3.3 Wildbienen

3.3.1 Beprobung der Wildbienen

Die gängigen Methoden zum Erfassen von Wildbienen sind der Netzfang und das Aufstellen von Farbschalen. Da Farbschalen deutlich selektiver sind und als alleinige Methode keine umfassende Erfassung der Wildbienenfauna ermöglicht, sollten diese nur in Verbindung mit dem Netzfang eingesetzt werden (CANE et al., 2000; ROULSTON et al. 2007; WILSON et al., 2008; DROEGE et al., 2010; SHAPIRO et al., 2014). Zusätzlich kann die Methode nicht selektiv auf Wildbienen angepasst werden, sodass viele für die Beprobung irrelevante Organismen abgetötet werden (SCHMID-EGGER, 1999; ROULSTON et al. 2007; EBMER, 2010). Für Wildbienen ergibt sich weiterhin das Problem, dass durch die Fangflüssigkeit Haare verkleben und die Genitalien nicht mehr präpariert werden können und so eine Bestimmung erschwert oder unmöglich gemacht werden kann (EBMER, 2010). Da die zeitliche Beschränkung nur die Durchführung einer Methode erlaubte, wurde der Netzfang als Fangmethode gewählt.

Zur Beprobung der Wildbienen wurde ein Insektennetz mit einer Bügelweite von 35 cm und einer Maschenweite von weniger als einem Millimeter verwendet. Die Grifflänge des Keschers betrug 40 cm. Mit diesem wurden sowohl Sicht- als auch Streiffang durchgeführt, wobei diese Methoden in Verbindung am effektivsten sind (SCHMID-EGGER, 1999; SCHWARZ, 2014). Wildbienen sind im freien Flug sehr schwer zu erkennen und noch schwerer zu fangen, daher bietet es sich an, die von ihnen benötigten Requisiten gezielt anzulaufen. Bei diesen Requisiten handelt es sich um Nektar- und Pollenquellen, geeignete Nistplätze und Orte, an denen sich das Material für den Nestbau findet (WESTRICH, 2019). Daher wurden vor allem größere Bestände an Blühpflanzen und typische Nistplätze für Wildbienen, wie Sandbunker, Abbruchkanten, Baumstümpfe,

Totholzhaufen, Schutthalden, Felsen, Sträucher und alleinstehende Bäume gezielt beprobt (WESTRICH, 2019). Die Untersuchungsgebiete wurden möglichst großflächig beprobt. Hierbei wurden in Abständen von in etwa fünf Metern die Flächen hangparallel abgelaufen. Die Unwegbarkeit des Geländes, insbesondere die teilweise sehr steilen Hanglagen, sowie das vermehrte Auftreten von Dornen und Stacheln tragenden Gebüschern, wie *Berberis vulgaris* oder *Rosa sp.*, machten ein vollständiges Ablaufen der Flächen oftmals nicht möglich. Hinzu kam der unterschiedliche Anteil an Offenland pro Fläche. Daher wurden alle Flächen pro Durchgang in einer genormten Zeit von 3 Stunden beprobt, die jeweils auf zwei Fanggänge je 1,5 Stunden aufgeteilt wurden. Je ein Fanggang wurde am Vormittag bis Mittag durchgeführt, während der andere am Nachmittag durchgeführt wurde. Verschiedene Wildbienenarten haben unterschiedliche Flugzeiten, die meist mit der Nektarproduktionszeit ihrer bevorzugten Nahrungsquellen einhergehen, daher bietet es sich an, Flächen während verschiedener Tageszeiten zu beproben (WESTRICH, 2019).

Im Anschluss wurden die Bienen mittels eines Exhaustors aus dem Kescher gesaugt und aus diesem in ein Tötungsgefäß überführt. Hierbei wurde Essigsäureethylester als Tötungsmittel verwendet, der auf den im Tötungsgefäß enthaltenen Korkschat geträufelt wurde. Essigsäureethylester ist das geeignetste Tötungsmittel, da es die Farbgebung der Wildbienen am wenigsten beeinflusst und bei geringer Dosierung ein Verkleben der Tiere verhindert (SCHMID-EGGER, 1999; EBMER, 2014; SCHWARZ, 2014)

3.3.2 Präparieren der Wildbienen

Die gefangenen Wildbienen wurden, gemeinsam mit dem mit Essigsäureethylester getränkten Korkschat, aus den Tötungsgläsern in Plastischälchen überführt. In diesen verblieben sie für mindestens 12 Stunden, um eine Abtötung zu gewährleisten. Nach der vollständigen Abtötung des Fangs wurde zunächst eine Vorsortierung durchgeführt, bei der jeglicher Beifang aussortiert und verworfen wurde.

Im nächsten Schritt wurden die abgetöteten Wildbienen genadelt. Hierzu wurde, während die Biene auf einem Schaumstoffblock mit einer Federstahlpinzette fixiert wurde, eine Insektennadel durch die rechte Seite des Mesonotums gestochen, um bestimmungsrelevante Strukturen in der Mitte des Mesonotums nicht zu beschädigen (Abb. 2, (B); EBMER, 2010; SCHWARZ, 2014). Die Austrittsstelle der Nadel wurde, wenn möglich, zwischen den Vordercoxen wieder herausgeführt, sodass bestenfalls keines der Beine von der Insektennadel abgerissen wurde. Vor allem bei kleineren Bienen (<6mm) war dies oftmals nicht zu gewährleisten. Die Tiere wurden so genadelt, dass sich 2/3 der Nadel unter und

Tab. 1: Verwendete Präpariernadeln bei verschiedenen Wildbienen (Ebmer, 2010)

Insektennadel Stärke	Nadeldurchmesser [mm]	Wildbienenengröße [mm]
00	0,3	<8
0	0,35	8-10
1	0,4	10-12
2	0,45	>12
3	0,5	>12 (Hummelköniginnen, Kuckuckshummeln)

1/3 der Nadel oberhalb der Mitte der Wildbiene befanden, um eine gute Handhabung zu gewährleisten (Abb. 2, (C); EBMER, 2010; SCHWARZ, 2014). Etiketten zum Fundort und -datum wurden unterhalb der Wildbiene an der Nadel angebracht. Die Größe der Insektennadel wurde je nach Größe der jeweiligen Wildbiene gewählt (Tab. 1; SCHWARZ, 2014).

Nach dem Nadeln wurde die Genitalpräparation durchgeführt. Präpariert wurden ausschließlich Männchen der Gattungen, die unbedingt eine Genitalpräparation benötigen, um bestimmbar zu sein. Dies waren die Gattungen *Andrena*, *Bombus*, *Halictus*, *Lasioglossum*, *Megachile*, *Osmia* und *Sphcodes* (AMIET et al., 2001; AMIET et al., 2004; AMIET et al., 2010; AMIET et al., 2014, AMIET et al., 2017; Amiet et al. 2020). Hierzu wurde in den meisten Fällen, nach einer Methode von Dr. Andreas Müller (unpubliziert), eine an der Spitze umgebogene Insektennadel (\varnothing 0,3 mm) parallel zur Bauchdecke der Wildbiene ventral vom Genitalapparat in den Hinterleib eingeführt, bis die Spitze hinter dem Genitalapparat der Wildbiene zu liegen kam. Die Nadel wurde dann hinter dem Genitalapparat nach oben gedrückt und herausgezogen, sodass der Genitalapparat aus dem Hinterleib rutscht und über die letzte Dorsalplatte gestülpt werden kann, um sich an dieser zu verkanten und ein Zurückrutschen in den Hinterleib zu verhindern. Hierzu wurde bei größeren Bienen zusätzlich eine Präparierpinzette (Dumont SS135 Inox-E) verwendet, um den Genitalapparat zu fixieren. Bei besonders kleinen Exemplaren (<6mm) wurde eine andere Methode, nach EBMER (2010) und SCHWARZ (2014) verwendet. Hierzu wurde eine Minutiennadel (\varnothing 0,1 mm) mit einem Feuerzeug erhitzt und die Spitze zu einem Haken umgebogen. Die Minutiennadel wurde dann mit einer Pinzette gegriffen und mit dem Haken in einer Ebene mit der Bauchdecke ventral unter dem Genitalapparat in den Hinterleib der Wildbiene eingeführt. Hinter dem Genitalapparat wurde die Minutiennadel um 90° gedreht, sodass sie sich in den Genitalapparat einhakt und dieser mit dem Herausziehen der Minutiennadel ebenfalls aus dem Hinterleib austritt.

Alle Bienen wurden nach EBMER (2010) präpariert und ausgerichtet (Abb. 2). Wenn die Bienen nicht ohnehin in diesen Positionen ausgerichtet waren, wurde der Hinterleib gerade nach hinten ausgestreckt, der Kopf gerade und mit den Mandibeln nach unten gerichtet, die Beine zu den

Seiten gestreckt und die Flügel seitlich des Körpers platziert, sodass alle zur Bestimmung relevanten Merkmale gut einsehbar waren (Abb. 3; EBMER, 2010).

Im Fall einer nachträglichen Präparation der Tiere, nachdem sie bereits so stark getrocknet waren, dass eine Bewegung der Körperteile ohne das Abbrechen derselben nicht gewährleistet werden konnte, wurden sie vorher nach EBMER (2010) aufgeweicht. Hierzu wurden die Wildbienen zum Aufweichen mit der bereits vorhandenen Insektennadel auf ein Schaumstoffstück gesteckt und dieses dann in einem Plastikbehälter platziert (Abb. 2, (A); EBMER, 2010). Anschließend wurde der Behälter mit heißem Wasser gefüllt und luftdicht verschlossen, sodass im Inneren eine hohe Luftfeuchtigkeit gegeben war. Nach 12 Stunden wurde dieser Vorgang wiederholt und nachdem mindestens 24 Stunden vergangen waren, wurden die Wildbienen kurz zwischen zwei Lagen Zellstoff getrocknet, um anhängende Wassertropfen zu entfernen und überschüssiges Wasser per Saugspannung zu entfernen. Anschließend wurden sie umgehend präpariert. Auf Naphthalin wurde nach Rücksprache mit Dr. Andreas Müller verzichtet.

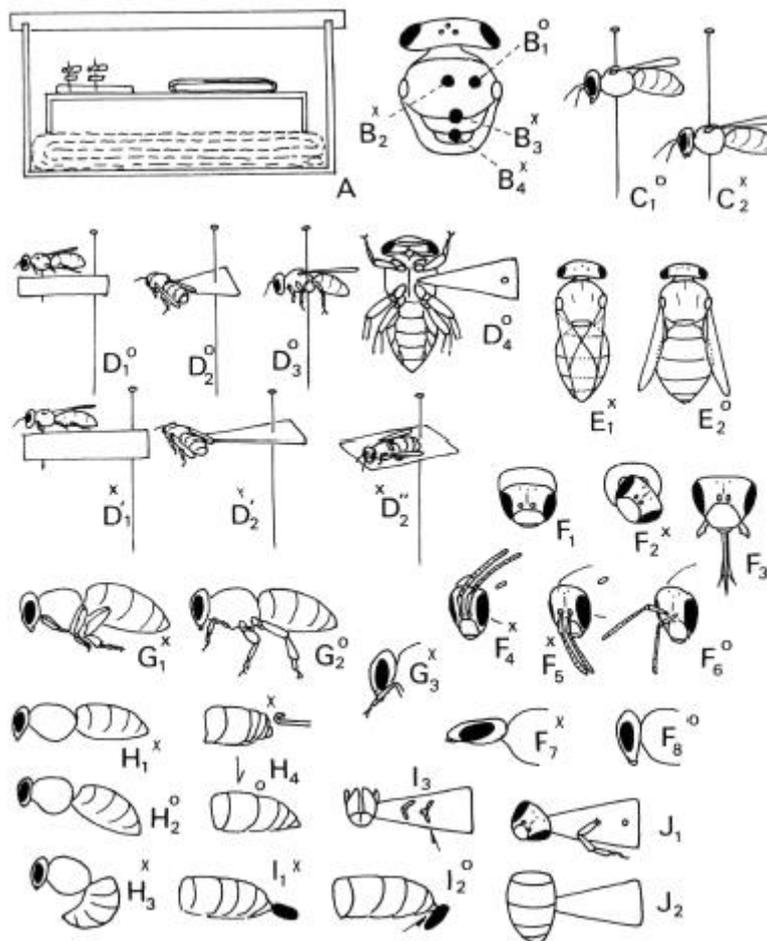


Abb. 2: Präparation von Wildbienen (nach SAKAGAMI et al. (1974), entnommen aus EBMER (2010): Richtige (o) und falsche (x) Präparation: (A) Aufweichen trockener Exemplare in Weichdose. (B) Nadeln rechts der Mitte im Thorax. (C) Höhe der Nadelung. (D) Verwendung von Plättchen zwischen Nadel und Insekt. (E) Flügelstellung. (F) Stellung von Kopf und Fühlern. (G) Stellung der Beine. (H) Stellung des Hinterleibs. (I) Stellung des Genitals nach der Präparation. (J) Ankleben abgebrochener Körperteile)

3.3.3 Bestimmung der Wildbienen

Die Bestimmung erfolgte mittels der Reihe „Fauna Helvetica: Apidae, Bände I-VI“ (AMIET et al., 2001; AMIET et al., 2004; AMIET et al., 2010; AMIET et al., 2014, AMIET et al., 2017; Amiet et al. 2020). Zusätzlich wurde die Bestimmung mit den Abbildungen, Flugzeiten und Nahrungspräferenzen aus „Die Wildbienen Deutschlands“ (WESTRICH, 2019) abgestimmt. Die Merkmale wurden mithilfe eines Stereomikroskops (Wild Heerbrugg – Wild M5, Vergrößerung 6x-50x) überprüft. Als Lichtquelle wurde eine Stirnlampe (Forclaz OnNight 50, 30 Lumen) verwendet. Alle Individuen wurden auf Artebene bestimmt und durch Dr. Andreas Müller geprüft und gegebenenfalls nachbestimmt.

3.4 Blühpflanzenkartierung

Die Blühpflanzen wurden während einer vollständigen Begehung der Offenlandbereiche der Flächen kartiert. Es wurden ausschließlich Pflanzen bestimmt, die zum Zeitpunkt der Begehung in Blüte standen. Bereits verblühte und/oder Früchte tragende Pflanzen wurden nicht aufgenommen. Bekannte Pflanzen wurden im Gelände angesprochen, von nicht bekannten wurden detaillierte Bilder aufgenommen. Bei Unsicherheit oder Unmöglichkeit der Bestimmung durch die aufgenommenen Bilder wurde die entsprechende Pflanze im Gelände bestimmt. Während der Strukturkartierung und der Beprobung der Wildbienen wurden eventuell noch nicht aufgenommene Pflanzen ebenfalls fotografiert und bestimmt. Eine Vorbestimmung aller Pflanzen, hauptsächlich aus Zeitgründen, erfolgte mithilfe der App „Pl@ntNet“ (CIRAD et al., 2022). Im weiteren Verlauf wurde die Bestimmung mithilfe der „Flora Helvetica - Exkursionsflora“ (EGGENBERG et al., 2022) und der Internetseite infoflora.ch (INFOFLORA, 2022) überprüft und eventuell nachbestimmt.

3.5 Strukturkartierung

Pro Durchgang und Fläche wurden jeweils zehn Quadrate in der Größe von 1 m² aufgenommen. Diese wurden per Zufallsverfahren ausgewählt. Aufgenommen wurden die Parameter Baumschicht, Strauchschicht, Krautschicht, Blüten, Mooschicht, Streuschicht, Offenboden (Sand), Offenboden (Stein), Totholz und Wuchshöhe.

Zur Mooschicht wurden alle Kryptogamen und anderen flachwüchsigen, den Boden bedeckenden Pflanzenarten gezählt. Die Wuchshöhe beschreibt ausschließlich die Wuchshöhe der Krautschicht, andere Schichten wurden hierbei nicht beachtet. Als Wuchshöhe wurde hierbei nicht die maximale Höhe einer einzelnen Pflanze betrachtet, sondern die Höhe, die ein Großteil der Pflanzen im Quadrat erreichte. Gab es mehrere homogene Wuchshöhen, wurde der Mittelwert

dieser als Wuchshöhe betrachtet. Die Deckungsgrade der Quadrate ergeben gemeinsam 100%, da jegliche bodendeckenden Strukturen in den Quadraten erfasst worden sind. Die einzige Ausnahme bilden Baum- und Strauchschicht, welche nicht zur Bodendeckung zählen und daher separat betrachtet wurden.

Die Aufnahmen wurden in dieser Weise getätigt, da so die für Wildbienen relevanten Strukturen besser erfasst werden konnten. Für Wildbienen ist es hauptsächlich von Relevanz, wie erreichbar die Niststrukturen auf und im Boden sind. Ein über dem Quadrat stehender Baum verwehrt ihnen den Zugang zum Boden beispielsweise nicht und sollte daher nicht am Anteil des Deckungsgrades beteiligt sein.

3.6 Rote Liste

Die Rote Liste der Bienen der Schweiz stammt aus dem Jahr 1994 (AMIET, 1994). Eine überarbeitete Version wird voraussichtlich 2024 erscheinen. Der Aufbau der Roten Liste der Schweiz teilt diese in eine Nord- und Südhälfte, zusätzlich werden nur Arten aufgenommen, bei denen ein Gefährdungsstatus vorliegt (BAFU, 1994). Dies sorgt dafür, dass, speziell bei der Betrachtung der Roten Liste der Südschweiz, sowohl nicht bewertete und ungefährdete Arten als auch bewertete und dennoch ungefährdete Arten im Datensatz vorhanden sind. Der Vollständigkeit halber und in Bezug auf eventuelle Änderungen im Arteninventar seit 1994, werden diese Kategorien in Grafiken getrennt aufgeführt, sie sind jedoch beide als ungefährdet zu bewerten. Außerdem wurden einige Arten gefunden, obwohl diese für die Südschweiz als „nicht autochthon vorkommend“ gelistet sind (AMIET, 1994). Auch diese sind in den Grafiken als eigene Kategorie dargestellt. Diese Sachverhalte werden in der Diskussion aufgegriffen.

3.7 Methodenkritik

Die Beprobung der Wildbienen hätte über einen deutlich längeren Zeitraum stattfinden können. Optimal wären Aufnahmen von April bis August, mit einer erhöhten Frequenz an Beprobungen in den besonders aktiven Monaten April, Mai und Juli (BANASZAK et al., 2014; WESTRICH, 2019). Zeitliche Gründe machten dies jedoch nicht möglich, sodass im Datensatz vor allem die Frühjahrsarten fehlen.

Die Aufnahme der Struktur der Flächen hätte besser an die Gruppe der Wildbienen angepasst werden müssen. Wildbienen haben sehr spezielle Bedürfnisse an ihre Nistplätze, daher ist die Unterscheidung nach Deckungsgraden oftmals nicht ausreichend, um nachzuweisen, ob die für eine Wildbiene relevanten Strukturen vorhanden sind (WESTRICH, 2019). Beispielsweise wäre es

bei der Betrachtung des Parameters Offenboden (Sand) von Relevanz, ob es sich bei der sandigen Offenbodenstelle um Sand zwischen lückiger Vegetation, einen Sandbunker, eine Abbruchkante oder ähnliche Strukturen handelt (WESTRICH, 2018).

3.8 Statistik

Die Aufbereitung und Sortierung der Daten erfolgten mithilfe von Microsoft Excel (MICROSOFT CORPORATION, 2018). Sämtliche statistischen Kennzahlen, sowie Grafiken, Ordinationen und Regressionen wurden mit dem Programm R erstellt (Anhang D; R CORE TEAM, 2022). Zusätzlich wurden die folgenden Pakete verwendet:

readxl (WICKHAM & BRYAN, 2023) – Zum einlesen von Excel-Dateien

vegan (OKSANEN et al., 2022) – Zum Erstellen multivariater Analysen

graphics (MURREL, 2005) – Zum Erstellen von Grafiken

ggplot2 (WICKHAM, 2016) – Zur Erstellung einiger Balkendiagramme und NMDS

ggrepel (SLOWIKOWSKI, 2023) – Zum Verhindern von überlappendem Text in mit „ggplot2“ erstellten Grafiken

indicspecies (DE CÁCERES & LEGENDRE, 2009) – Zum Erstellen der Indikatorartenanalyse

dplyr (WICKHAM et al., 2023) – Zum Verarbeiten von data frames

reshape2 (WICKHAM, 2007) – Um Daten in andere Formate zu überführen

imputeTS (MORITZ & BARTZ-BEIELSTEIN, 2017) – Um leere Zeilen in Nullwerte zu transformieren

Die Daten für Seltenheit, Phagie und Nistweise wurden aus „Die Wildbienen Deutschlands“ (WESTRICH, 2018) entnommen, da diese Daten für die Schweiz nicht einheitlich vorliegen.

Um die Variation und die Heterogenität des Vorkommens von Wildbienen auf den Untersuchungsflächen darzustellen, wurden Biodiversitätsindices verwendet. Die Wahl fiel dabei auf den Simpson-Index, den Shannon-Index und die Evenness. Diese drei Indices sind, gemeinsam mit dem einfachen Ausdruck der Artzahl, Standardmaße in ökologischen Studien (MORRIS et al., 2014). Der Simpson-Index, berechnet als $(1 - \sum P_i^2)$, beschreibt die Wahrscheinlichkeit, dass zwei zufällig ausgewählte Arten eines Datensatzes verschiedenen Arten angehören (BAUMGÄRTNER, 2005; MORRIS et al., 2014). Dem Shannon-Index, der sich aus $(-\sum_{i=1}^n p_i \ln p_i)$ berechnen lässt, liegt die Wahrscheinlichkeit, dass ein zufällig ausgewähltes Individuum einer bestimmten Art angehört, zugrunde (BAUMGÄRTNER, 2005; MORRIS et al., 2014). Je höher die

Anzahl an Arten und je geringer die Dominanzverhältnisse, desto größer wird die Unsicherheit der Identität eines einzelnen Individuums (BAUMGÄRTNER, 2005; MORRIS et al., 2014). Die Evenness beschreibt wie gleichmäßig Individuen über die auftretenden Arten verteilt sind und berechnet sich, indem man den Shannon-Index durch die Anzahl an Arten teilt (MORRIS et al., 2014). Eine hohe Evenness bedeutet demnach, dass es geringe, eine niedrige Evenness, dass es starke Dominanzverhältnisse einzelner Arten gibt (MORRIS et al., 2014).

Um die Beziehungen zwischen der Wildbienenfauna und der Habitatstruktur näher zu betrachten, wurde eine Hauptkomponentenanalyse (Primary Component Analysis, PCA) durchgeführt. Die Eigenvalues der ersten zwei Hauptkomponenten liegen deutlich über 1 und erklären somit genug Varianz im Datensatz, um als die zwei Dimensionen des Plots der PCA zu fungieren (Abb. 3). Die von ihnen erklärte Varianz liegt bei 37% für Hauptkomponente 1 und 20,3% bei Hauptkomponente 2, also nur eine verhältnismäßig geringe Menge der Varianz. Da zusätzlich mehr als drei Hauptkomponenten gebildet worden sind, ist eine PCA keine gute Möglichkeit, um diese Daten darzustellen.

Zur Veranschaulichung der Ähnlichkeit der Flächen wurde anstelle der PCA eine Nichtmetrische multidimensionale Skalierung (NMDS) gewählt, da diese es erlaubt die Komplexität eines ansonsten

schwer verständlichen Datensatzes auf eine zweidimensionale Ordination zu vereinfachen. Der „stress“-Wert einer NMDS bestimmt, wie sehr die Daten verzerrt werden müssen, um in einer gegebenen Anzahl an Dimensionen in eine Ähnlichkeitsmatrix gefügt zu werden (DEXTER et al., 2018). Generell sinkt der „stress“, je mehr Dimensionen man hinzufügt und es wird eine Anzahl an Dimensionen gewählt, bei denen dieser Wert möglichst unter 0.2 liegt. Sehr große Datensätze können dieser Werte jedoch verzerren, außerdem erschwert dies einen Vergleich mehrerer NMDS untereinander, wenn diese auf einer unterschiedlichen Anzahl von Dimensionen basieren (DEXTER et al., 2018). Da bei allen Analysen die „stress“-Werte deutlich unter 0.2 lagen (Abb. 4) und der Datensatz, der dieser Arbeit zugrunde liegt, verhältnismäßig klein ist, wurde „stress“ als gültiges Maß für die Gültigkeit der Anzahl an Dimensionen akzeptiert. Da dies bei allen Stress-tests bereits bei zwei Dimensionen gegeben war, wurden zwei Dimensionen für die Darstellung aller NMDS gewählt (Abb. 4).

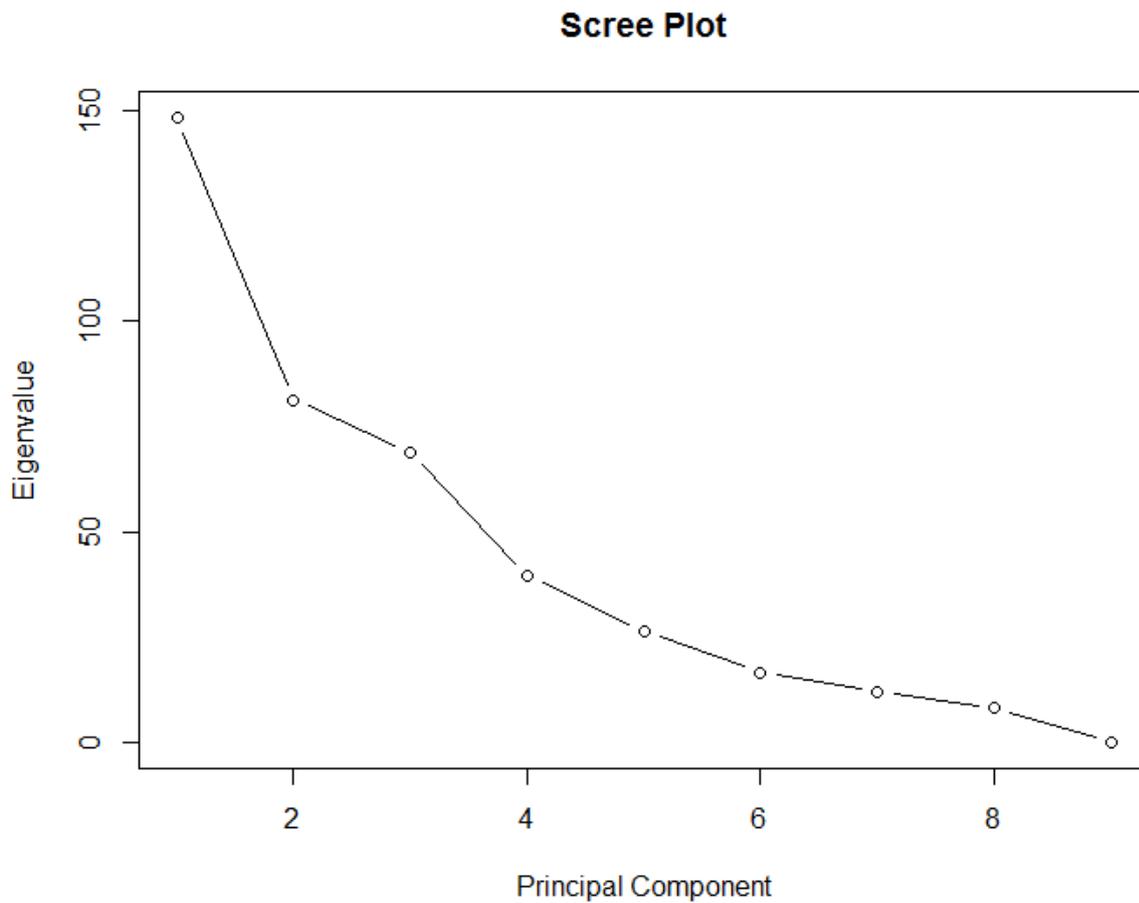


Abb. 3: Scree Plot mit Eigenvalues der Hauptkomponentenanalyse (Abundanz der Wildbienen und Habitatstrukturdaten)

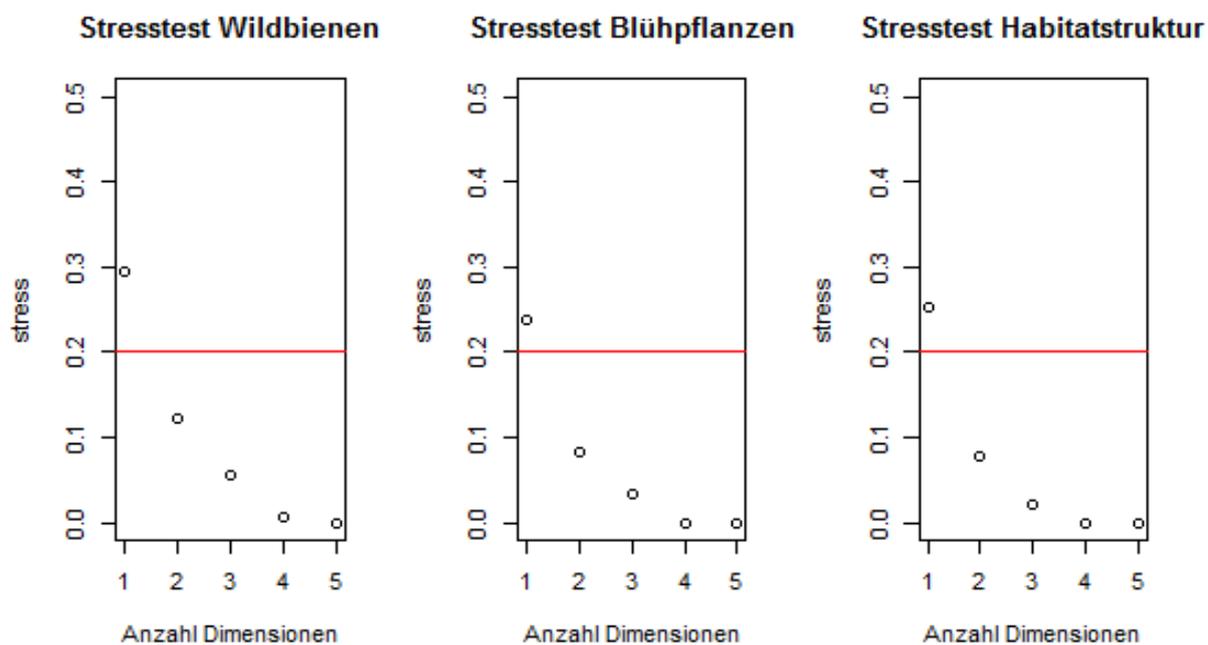


Abb. 4: Stresstest für die Bestimmung der Anzahl an Dimensionen für die NMDS (Abundanz der Wildbienen Wildbienen (links), Präsenz/Absenz der Blühpflanzen (mitte) und Habitatstrukturdaten (rechts))

4 Ergebnisse

4.1 Wildbienen

In den insgesamt vier Durchgängen wurden 541 Wildbienen aus 92 Arten auf den neun Untersuchungsflächen aufgenommen (Abb. 5, Abb. 6; Anhang B). Hierbei

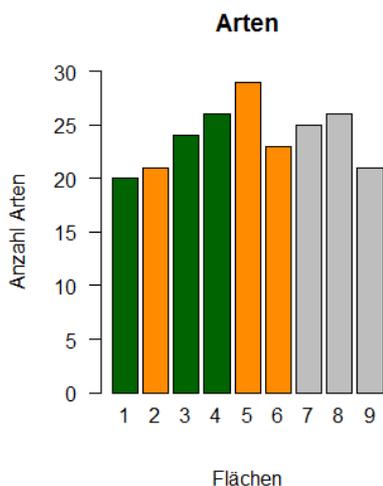


Abb. 5: Anzahl der Arten von Wildbienen pro Fläche

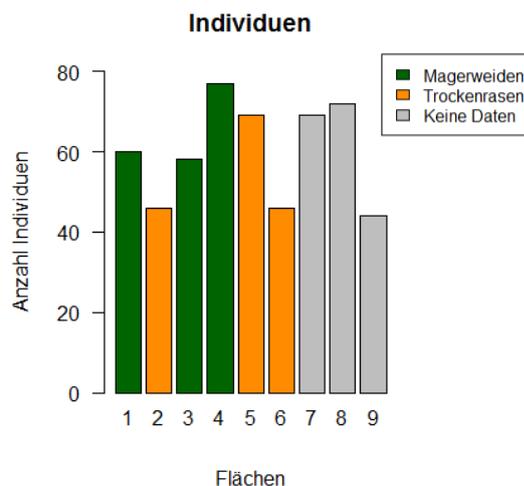


Abb. 6: Anzahl der Individuen von Wildbienen pro Fläche

wurden pro Fläche zwischen 20 (Abb. 5: Fläche

1) und 29 Arten (Abb. 5: Fläche 5) nachgewiesen, sowie zwischen 44 (Abb. 6: Fläche 9) und 77 Individuen (Abb. 6: Fläche 4) aufgenommen. Von den insgesamt 92 auf den Flächen aufgenommenen Wildbienenarten waren 47 Einzelfunde, dies entspricht einem Anteil von 51%. Unter den parasitär lebenden Wildbienen belief sich der Anteil auf 82%. Im Durchschnitt wurden pro Fläche 24 ± 3 Arten und 60 ± 12 Individuen gefunden, wobei sich ein signifikanter Trend zwischen der Anzahl der Arten und der Anzahl der Individuen erkennen lässt (Lineare Regression, $p=0.024^*$). Der Koeffizient zwischen Arten- und Individuenzahl beträgt 0.17.

Die Anzahl der gefundenen Wildbienenarten nahm über die ersten drei Durchgänge zu. Mit dem vierten Durchgang Mitte August nahm sie leicht ab (Abb. 7). Ein ähnliches Muster zeigt sich bei der Anzahl der Individuen. Hier verdreifacht sich die Anzahl der Individuen im zweiten Durchgang, im Vergleich zum ersten (Abb. 8). Auch hier findet sich das Maximum an gefangenen Indi-

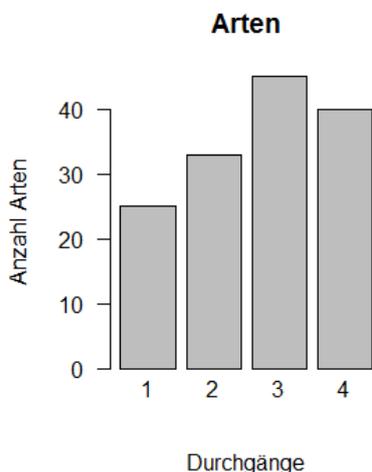


Abb. 7: Anzahl der Arten von Wildbienen pro Durchgang

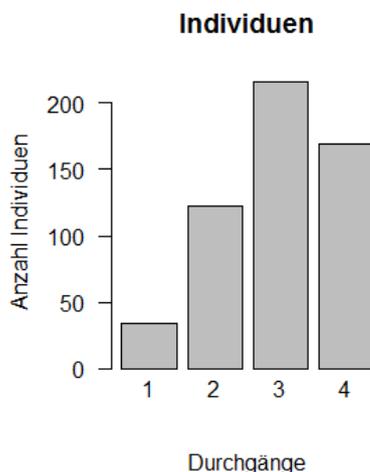


Abb. 8: Anzahl der Individuen von Wildbienen pro Durchgang

viduen im dritten Durchgang, wonach die Anzahl abnahm (Abb. 8).

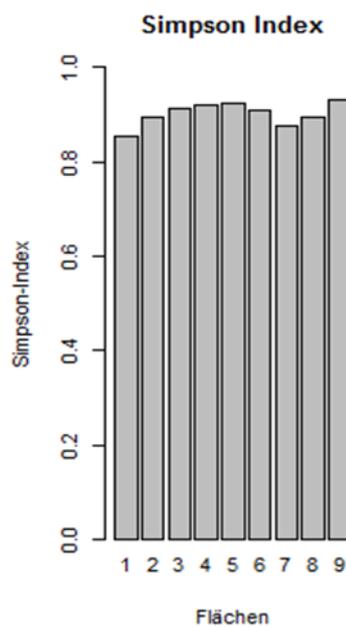


Abb. 9: Simpson-Index der Wildbienen pro Fläche

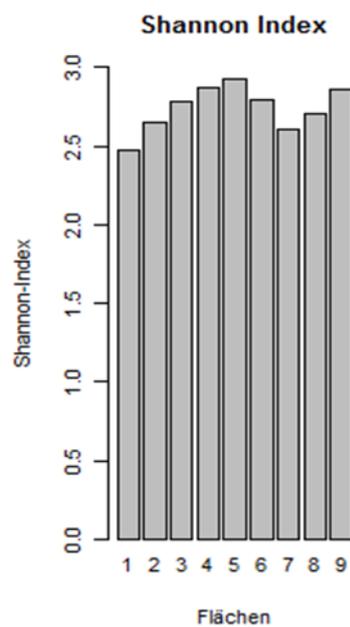


Abb. 10: Shannon-Index der Wildbienen pro Fläche

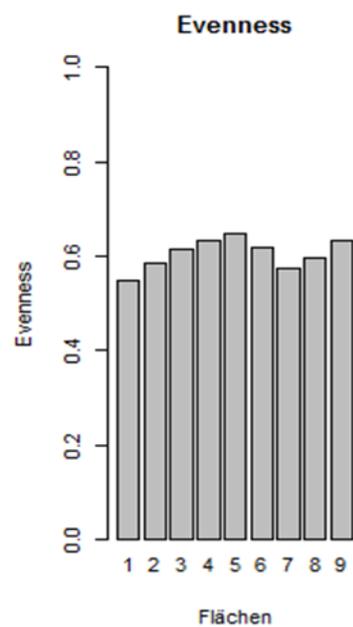


Abb. 11: Evenness der Wildbienen pro Fläche

4.1.1 Biodiversitätsindices

Der Simpson-Index lag für alle Flächen bei über 0.85 (Abb. 9). Die Wahrscheinlichkeit, dass zwei zufällig ausgewählte Individuen derselben Art angehören, lag auf allen Flächen also bei unter 15% (Abb. 9). Die Spanne des Simpson-Indexes reichte von 0.85 (Abb. 9: Fläche 1) bis 0.93 (Abb. 9: Fläche 9). Der Shannon-Index wies mit Werten zwischen 2.5 (Abb. 10: Fläche 1) und 2.9 (Abb. 10: Fläche 5) keine großen Unterschiede zwischen den Flächen auf. Die ermittelten Werte zeigten jedoch, dass auf allen Flächen eine hohe Biodiversität vorlag. Die Flächen 1 und 7 wiesen die niedrigsten Werte auf, während die Flächen 4 und 5 die höchsten Werte der Flächen besaßen (Abb. 10). Die Evenness zeigte mit Werten zwischen 0.55 (Abb. 11: Fläche 1) und 0.65 (Abb. 11: Fläche 5) nur geringe Unterschiede zwischen den Flächen. Es gab also zumindest schwach ausgeprägt Dominanzstrukturen auf den Flächen.

4.1.2 Rote Liste

Insgesamt wurden auf allen Flächen 21 Arten gefunden, die in der Schweiz auf der Roten Liste der Bienen als gefährdet oder potenziell gefährdet aufgeführt sind (Abb. 12). Darunter mit *Andrena alfenella* auch eine Art, die in der Kategorie 0 (ausgestorben oder verschollen) geführt wird. Die meisten Rote Liste Arten fanden sich auf Fläche 5, wo insgesamt 11 gefährdete Arten aufgenommen wurden. Auch Fläche 7 ist hervorzuheben, dort fanden sich acht Rote Liste Arten.

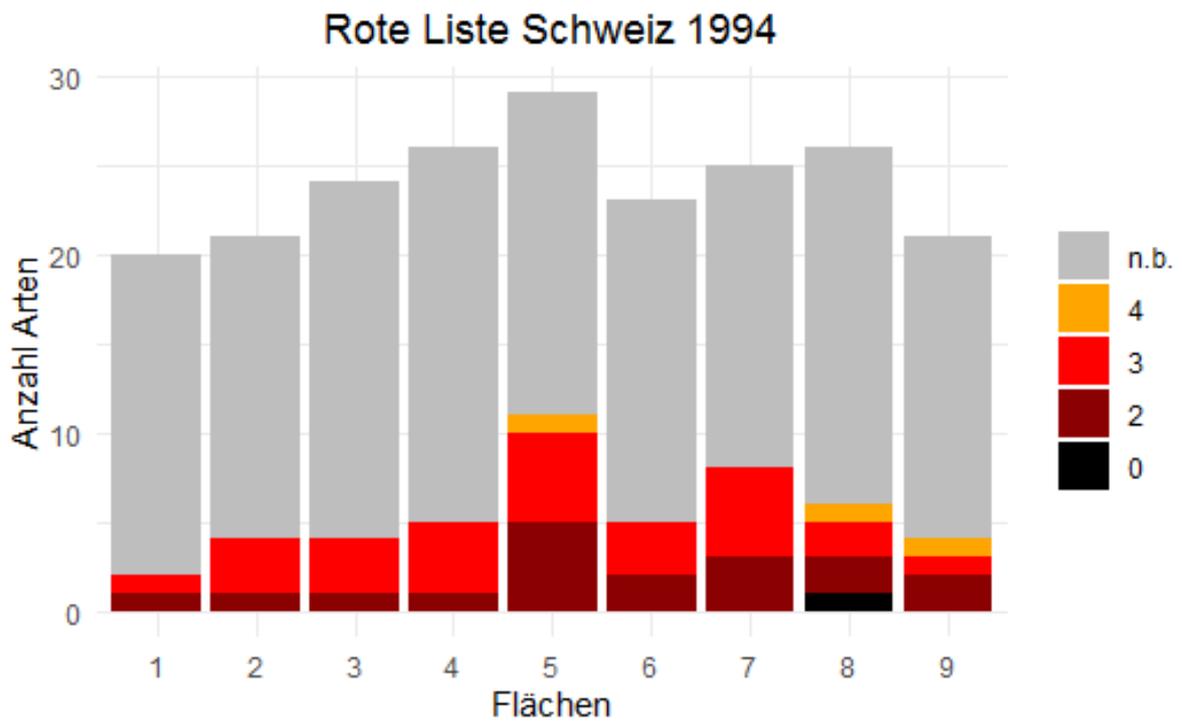


Abb. 12: Wildbienenarten nach Rote Liste Kategorie der Schweiz 1994 (n.b. = nicht bewertet, 4 = potenziell gefährdet, 3 = gefährdet, 2 = stark gefährdet, 0 = ausgestorben oder verschollen; AMIET 1994)

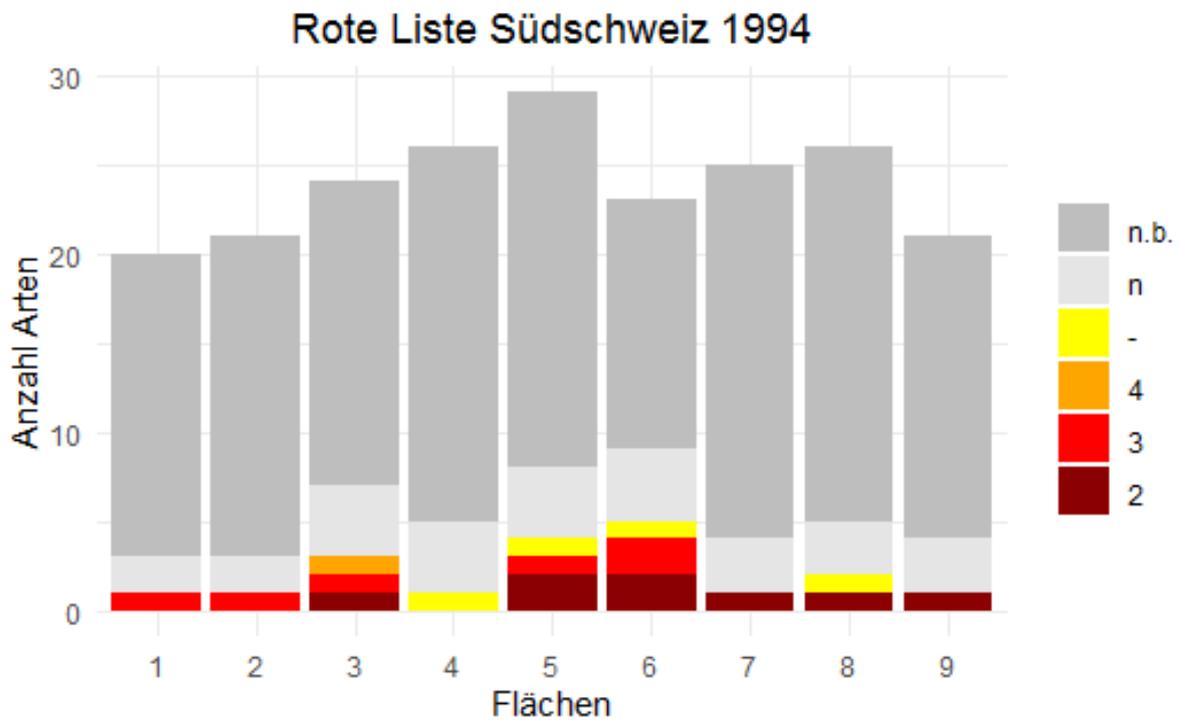


Abb. 13: Wildbienenarten nach Rote Liste Kategorie der Südschweiz 1994 (n.b. = nicht bewertet, n = nicht gefährdet, - = nicht autochthon vorkommend, 4 = potenziell gefährdet, 3 = gefährdet, 2 = stark gefährdet; AMIET 1994)

Die wenigsten Arten fanden sich auf Fläche 1, dort wurden nur zwei Rote Liste Arten festgestellt. Alle anderen Flächen weisen vier bis sechs Arten der Roten Liste auf (Abb. 12). Insgesamt wurden 22,8% der gefundenen Arten auf der Roten Liste als nicht ungefährdet eingestuft.

Von der Roten Liste der Südschweiz fanden sich insgesamt 12 gefährdete Arten auf den Flächen (Abb. 13). Hinzu kommen drei Arten, die als „nicht autochthon Vorkommend“, also als nicht heimisch in der Südschweiz gelistet sind. Hierbei handelte es sich um die Arten *Andrena alfenella*, *Andrena anthrisci* und *Lasioglossum pygmaeum*. Auf Fläche 6 wurden mit 4 Arten die meisten in der Südschweiz gefährdeten Arten gefunden (Abb. 13). Die Flächen 3 und 5 beherbergen mit jeweils 3 Arten ebenfalls mehr in der Südschweiz gefährdete Arten als die anderen Flächen, auf denen sich jeweils nur eine, auf Fläche 4 sogar keine, dieser Arten fand (Abb. 13).

4.1.3 Seltenheit

Auf den Untersuchungsflächen fanden sich wenige „sehr häufige“ Arten, den Großteil des Arteninventars machten „häufige“ und „mittelhäufige“ Arten aus (Abb. 14). Bei den meisten Flächen machten die „seltenen“, „sehr seltenen“ und „extrem seltenen“ Arten etwa ein Drittel der Gesamtarten aus (Abb. 14). Auf Fläche 1, auf der insgesamt am wenigsten Arten gefunden wurden, machen die drei Kategorien der „seltenen“ Arten nahezu die Hälfte des Artenspektrums

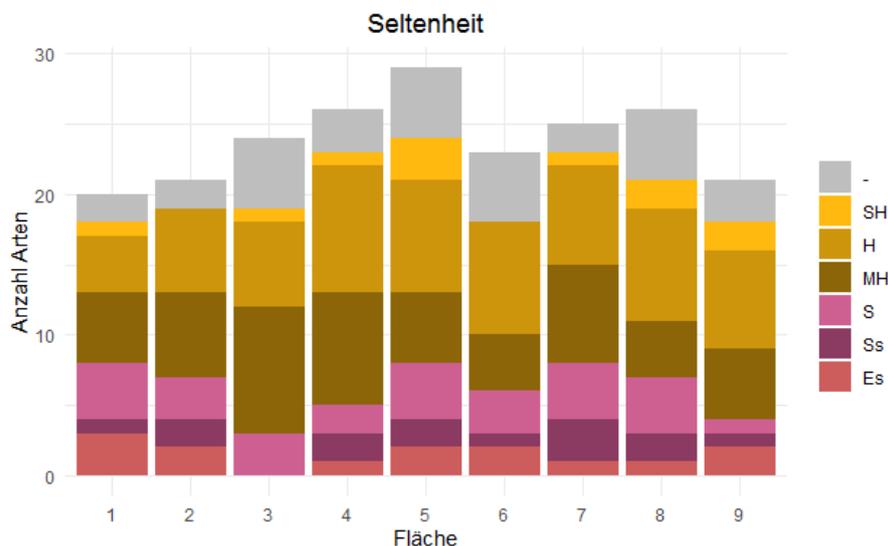


Abb. 14: Seltenheit der Wildbienen (nach den Seltenheitskategorien aus „Die Wildbienen Deutschlands“; - = keine Angabe, SH = sehr häufig, H = häufig, MH = mittelhäufig, S = selten, Ss = sehr selten, Es = extrem selten; WESTRICH, 2018)

aus (Abb. 14).

Der geringste Anteil an „seltenen“ Arten fand sich auf Fläche 9, sowie auf Fläche 3 (Abb. 14). Zusätzlich wurden auf Fläche 3 keine „sehr seltenen“ oder „extrem seltenen“ Arten gefunden (Abb. 14).

4.1.4 Phagie

Auf allen Flächen machten polyphage und extrem polyphage Wildbienen den Großteil der gefundenen Arten aus (Abb. 15). Die Anteile dieser lagen dabei zwischen 61% (Abb. 15: Fläche 6) und 87% (Abb. 15: Fläche 7). Polyphage und extrem polyphage Wildbienen kamen dabei in

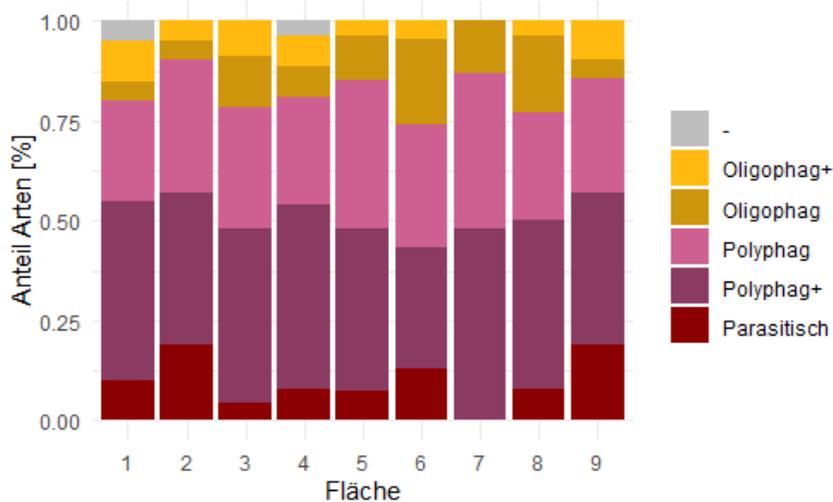


Abb. 15: Phagie der Wildbienen pro Fläche (- = keine Bewertung der Phagie, Oligophag+ = extrem oligophag, Oligophag = oligophag, Polyphag = polyphag, Polyphag+ = extrem Polyphag, Parasitisch = parasitisch lebende Kuckucksbiene)

ungefähr gleichen Anteilen vor (Abb. 15). Oligophage und extrem oligophage Wildbienen wurden in deutlich niedrigeren Anteilen gefunden. Es entfielen zwischen 10% (Abb. 15: Fläche 2) und 26% (Abb. 15: Fläche 6) der Wildbienen auf oligophage und extrem oligophage Ar-

ten. Die extrem oligophagen machten hierbei den geringeren Anteil aus. Auf allen Flächen, mit Ausnahme von Fläche 7, wurden zusätzlich parasitisch lebende Kuckucksbienen gefunden, die maximal 19% der gefundenen Arten darstellten (Abb. 15: Flächen 2 & 9).

4.2 Pflanzen

Insgesamt wurden über alle Flächen hinweg 173 verschiedene Pflanzenarten aufgenommen, die während der Aufnahmezeit geblüht haben (Anhang C). Auf den einzelnen Flächen wurden zwischen 63 (Abb. 16: Fläche 1) und 89 (Abb. 16: Flächen 7 & 9) verschiedene Blühpflanzen gefunden. Die Anzahl der aufgenommenen Pflanzenarten stieg vom ersten bis zum dritten Durchgang an und nahm dann zum vierten Durchgang wieder ab (Abb. 17).

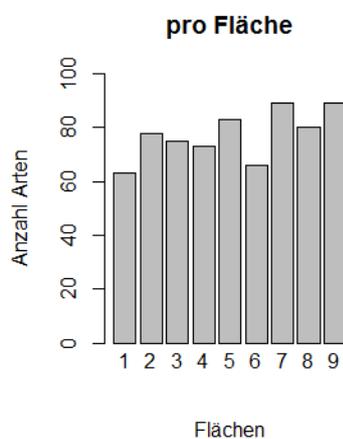


Abb. 16: Anzahl der Arten von Blühpflanzen pro Fläche

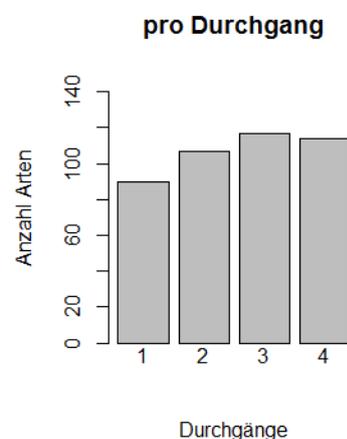


Abb. 17: Anzahl der Arten von Blühpflanzen pro Durchgang

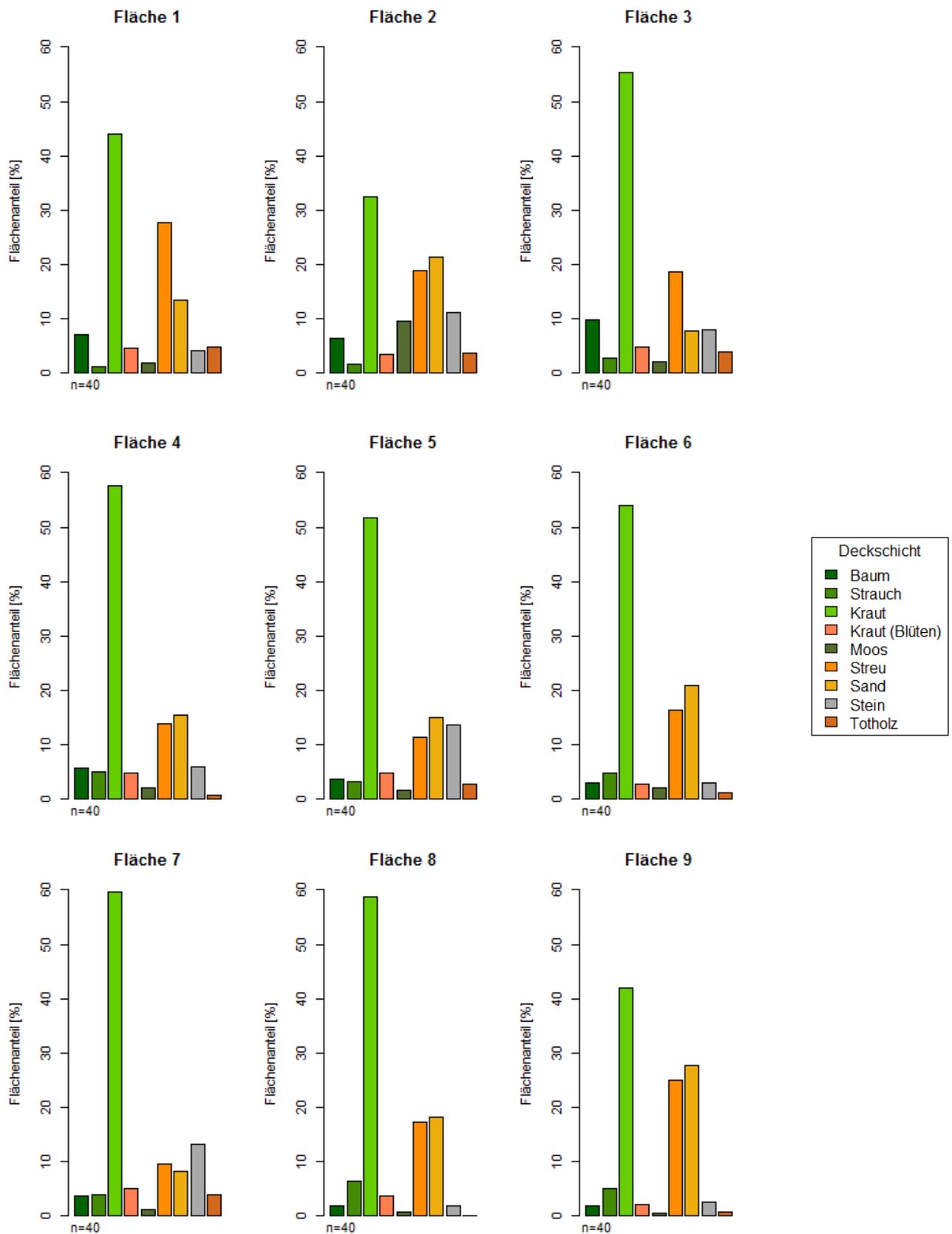


Abb. 18: Habitatstruktur der Flächen, Mittelwerte der Deckungsgrade über die Durchgänge (Baum=Baumshicht, Strauch=Strauchshicht, Kraut=Krautschicht, Kraut (Blüten)=Blütendeckung, Moos=Kryptogamendeckung, Streu=Streuschicht, Sand=Sandbedeckung/Offenboden, Stein=Felsbedeckung, Totholz=Totholzbedeckung)

4.3 Habitatstruktur

Alle Flächen waren zumindest teilweise durch Bäume bewachsen, vorwiegend durch Lärchen (*Larix decidua*). Auf allen Flächen fanden sich Bestände von Gebüsch, wobei es sich meist um Wildrosen (*Rosa sp.*), Berberitze (*Berberis vulgaris*) oder Schwarzdorn (*Prunus spinosa*) handelte.

Aufgrund des hohen Baumbestandes von Fläche 1 fand sich auf dieser Fläche viel Totholz, insbesondere viele zersetzte Baumstümpfe, und ein hoher Anteil an Streu im Vergleich zu den anderen Flächen (Abb. 18). Außerdem fanden sich auf Fläche 1 einige kleinere Sandbunker. Fläche 2 hatte den geringsten Anteil an krautiger Vegetation, aber im Vergleich zu den anderen Flächen sehr viel sandigen Offenboden, Steinerne Strukturen und den höchsten Anteil an Bedeckung mit kryptogamer Vegetation (Abb. 18). Auf Fläche 3 fanden sich die meisten Bäume aller Flächen (Abb. 18). Außerdem hatte sie nur geringe Anteile an Stein- und Sandflächen (Abb. 18), wobei sich auf dieser Fläche ein großer Schuttkegel befand. Fläche 4 wies wenig Totholz und einen hohen Anteil an krautiger Vegetation, sowie die höchste Dichte an Blüten auf (Abb. 18). Fläche 5 zeichnete sich durch einen hohen Anteil an offenem Gestein aus (Abb. 18). Auf der Fläche fand sich außerdem ein Schuttkegel. Auf Fläche 6 gab es besonders viel offenen Sandboden, welcher sich oft an steilen Abbruchkanten befand (Abb. 18). Fläche 7 wies den geringsten Anteil an offenem Sandboden auf und den höchsten an krautiger Vegetation, war also sehr dicht bewachsen (Abb. 18). Fläche 8 wies ebenfalls eine sehr hohe Dichte an krautiger Vegetation auf, sowie die geringste Dichte an Steinen und Totholz (Abb. 18). Im Gegenzug fanden sich auf der Fläche viel Streu und offener Sandboden (Abb. 18). Fläche 9 wies einen sehr geringen Anteil an krautiger

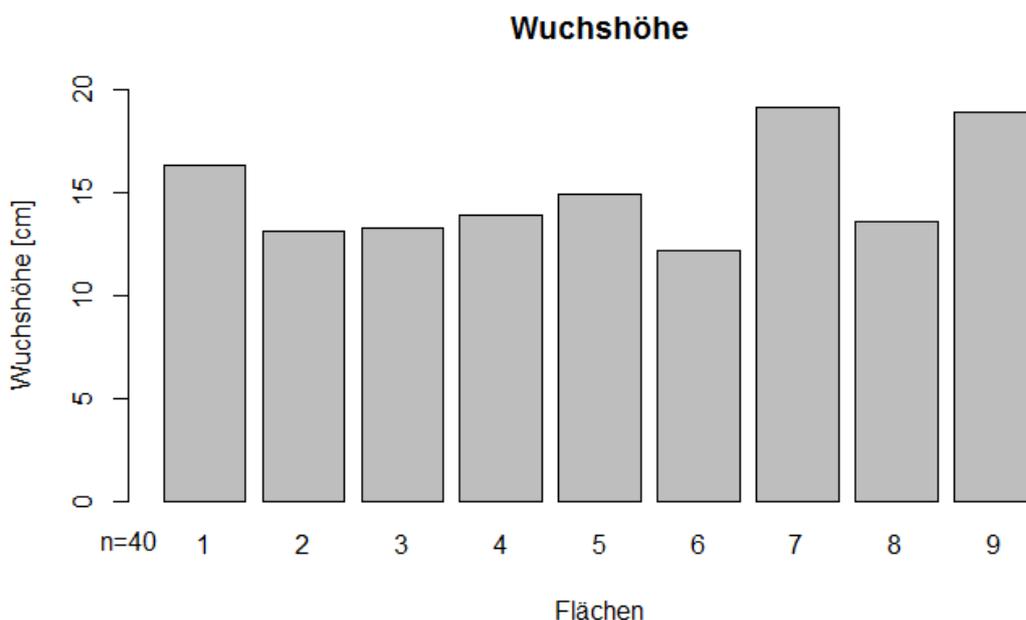


Abb. 19: Durchschnittliche Wuchshöhe der krautigen Vegetation pro Fläche

Vegetation auf, dafür den höchsten Anteil an offenem Sandboden aller Flächen (Abb. 18). Die Totholz mengen dieser Fläche waren hingegen gering (Abb. 18).

Die Wuchshöhe der krautigen Vegetation lag auf allen Flächen zwischen 10 und 20 cm (Abb. 19). Die Flächen 7 und 9 wiesen mit 19,2 und 18,9 cm den höchsten Bewuchs aller Flächen auf (Abb. 19). Regressionen zwischen dem Vorkommen von Hummeln und dem Anteil an Bäumen und Sträuchern auf den Flächen, sowie zwischen der Blütenmenge und der Abundanz von Wildbie-
 nen ergaben keinen signifikanten Zusammenhang.

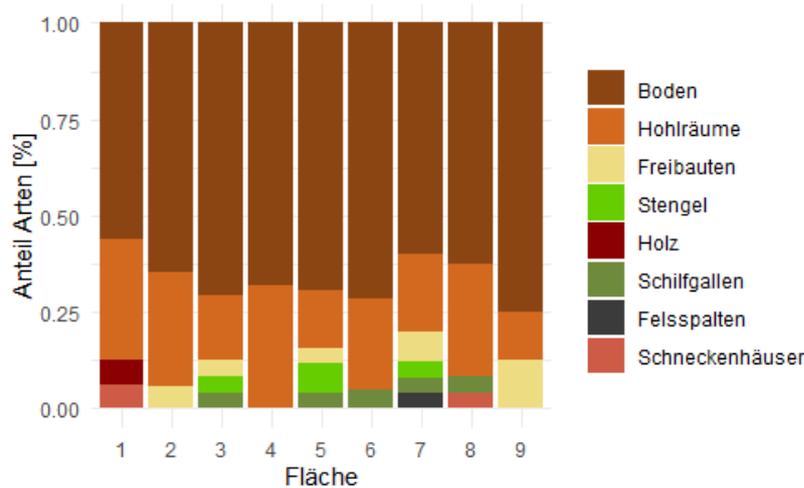


Abb. 20: Nistpräferenzen der Wildbienen (ohne *Bombus* sp., parasitäre Arten und Arten, zu denen keine Daten vorliegen; Boden = (meist selbst gegrabene) Löcher im Boden, Hohlräume = Hohlräume jeglicher Art (Stengel, Holz, Erdlächer, Felsspalten etc.), Freibauten = selbst angelegte Freibauten, Stengel = leerräumte, markhaltige Pflanzenstengel, Holz = Käferfraßgänge im Totholz, Schilfgallen = Schilfgallen von Gallwespen, Schneckenhäuser = leere Schneckenhäuser; WESTRICH, 2019)

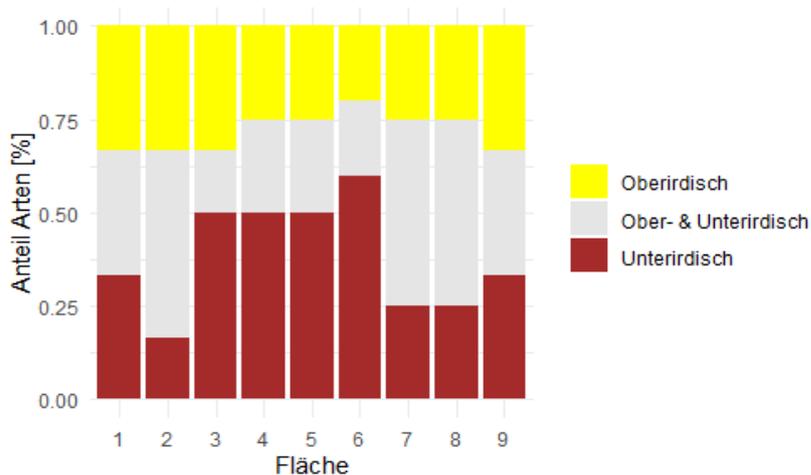


Abb. 21: Nistpräferenzen von *Bombus* sp. (ohne die parasitisch lebende Untergattung *Bombus* (*Psithyrus*) sp.; WESTRICH, 2019)

4.3.1 Nisthabitate

Auf allen Flächen sind Löcher im Boden, die in der Regel von Wildbienen selbst angelegt werden, das bevorzugte Nisthabitat der nachgewiesenen Wildbienen (Abb. 20). Am zweithäufigsten ist auf allen Flächen, mit Ausnahme von Fläche 9, der Nisttyp „Hohlräume“, bei dem die zugehörigen Wildbienen, meist recht undifferenziert, in bereits vorhandenen Hohlräumen jeglicher Art ihre Nester anlegen (Abb. 20). Vier der auf den Flächen gefundenen Arten, *Osmia ant-hocopoides*, *O. loti*, *O. mitis* und *Anthidium strigatum*, legen ihre Nester in selbst gebau-
 ten, freistehenden

Nisthöhlen an (Abb. 20). Drei weitere Arten nisten in leerräumten, ursprünglich markhaltigen Pflanzenstengeln (Abb. 20). Dies sind *Ceratina cyanea*, *Osmia claviventris* und *O. leucomelana*. Auf die restlichen Nisttypen entfällt jeweils nur eine einzige Art, *Hylaeus nivalis*, welche in Felspalten nistet, *H. incongruus*, die in den Schilfgallen von Gallwespen nistet, *Osmia aurulenta*, welche in leeren Schneckenhäusern nistet und *Chelostoma rapunculi*, die in Käferfraßgängen in Totholz nistet (Abb. 20).

Die auf den Flächen gefundenen Hummeln (*Bombus sp.*) gehören zum Großteil den unterirdisch nistenden Arten an. Auf den Flächen 1, 7, 8 und 9 kommen oberirdisch und unterirdisch nistende Hummeln gleichermaßen vor (Abb. 21). Auf den Flächen 3, 4, 5 und 6 überwiegen die unterirdisch nistenden Arten, während nur auf Fläche 2 mehr oberirdisch nistende Arten vorkommen (Abb. 21). Regressionen zwischen dem Anteil an Offenboden und dem Anteil an Bodennistenden Wildbienen, dem Vorkommen von Totholz und dem Anteil an Hohlräumen und Totholz besiedelnden Wildbienen ergaben keinen signifikanten Zusammenhang.

4.4 Klassifikation der Flächen

Eine NMDS, durchgeführt mit den Abundanzdaten der aufgenommenen Wildbienen (Bray-Curtis, stress 0.12), zeigte durch die Randalage und die weite Streuung der Flächen, dass die Wildbienenpopulationen der Flächen sich im Mittel sehr unähnlich sind (Abb. 22). Eine Unterteilung der Flächen mittels einer Clusteranalyse (Jaccard-Koeffizient, Ward-Methode) ergab eine Aufteilung der Flächen in drei Gruppen mit jeweils drei Flächen pro Gruppe (Abb. 22). Die im Untersuchungsgebiet räumlich unmittelbar nebeneinander liegenden Flächen waren jeweils der gleichen Gruppe zugeordnet. Dies galt für die Flächen 1 und 2, 3 und 4, sowie 5 und 6 (Abb. 22). Die Gruppe 2 war der räumlichen Nähe in der NMDS zufolge den Gruppen 1 und 3 ähnlicher, als diese es untereinander waren (Abb. 22). Als Indikatorarten wurden hierbei *Chelostoma florissomne* ($p=0.04$) und *Panurgus banksianus* ($p=0.04$) ermittelt.

Eine weitere NMDS wurde mit den Präsenz/Absenz-Daten der aufgenommenen Blühpflanzen durchgeführt (Bray-Curtis, stress 0.08; Abb. 23). Diese zeigte eine Häufung und starke Ähnlichkeit der meisten Flächen, mit nur wenigen Flächen, die eine eindeutig abgegrenzte Pflanzengesellschaft aufwiesen (Abb. 23). Die Flächen wurden mithilfe einer Clusteranalyse (Sehnen-Distanz, Ward-Methode) in drei Gruppen unterteilt. Die Aufteilung unterstrich diese Einschätzung: Die meisten Flächen gehörten einer Gruppe an (Abb. 23). Lediglich die Flächen 3 und 4, sowie die Fläche 1 bildeten eigene, deutlich unterschiedliche Ausprägungen an auftretenden Blühpflanzen (Abb. 23). Ein Vergleich der NMDS von Blühpflanzen (Bray-Curtis, stress 0.08)

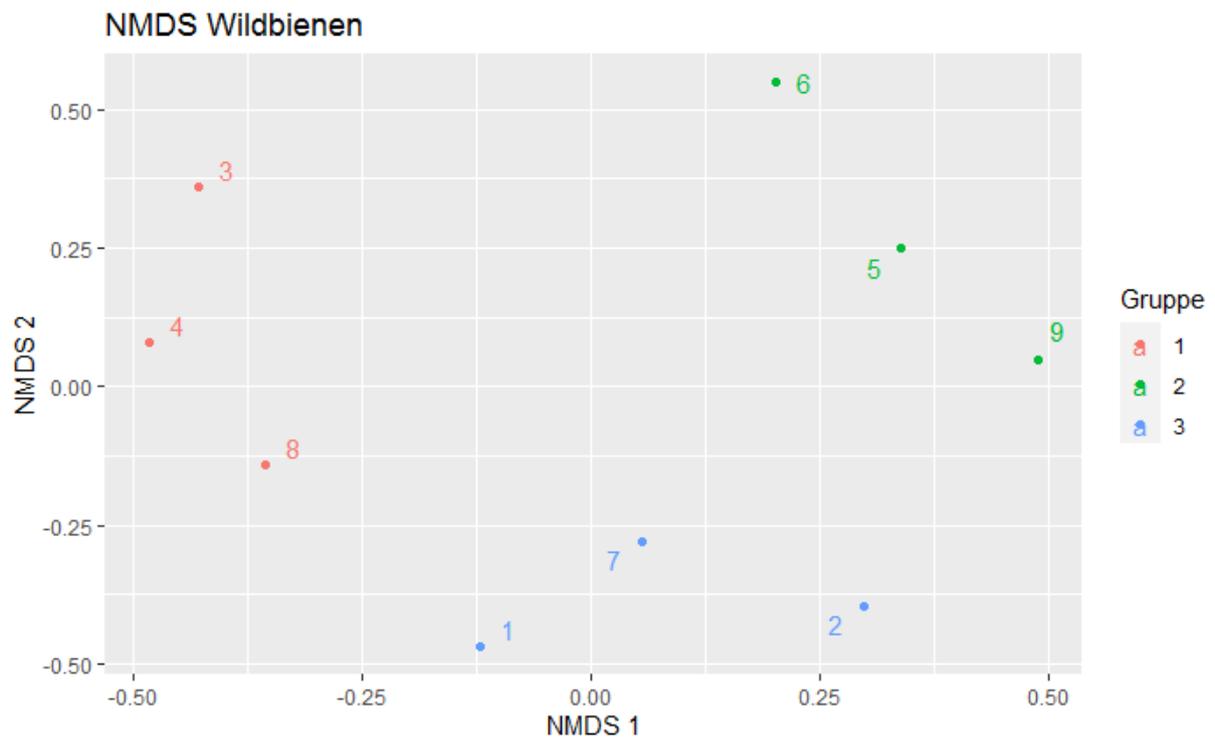


Abb. 22: NMDS mit Abundanzdaten der Wildbienen (Bray-Curtis (stress 0.12), Gruppeneinteilung nach hierarchischer Clusteranalyse (Jaccard-Koeffizient, Ward-Methode))

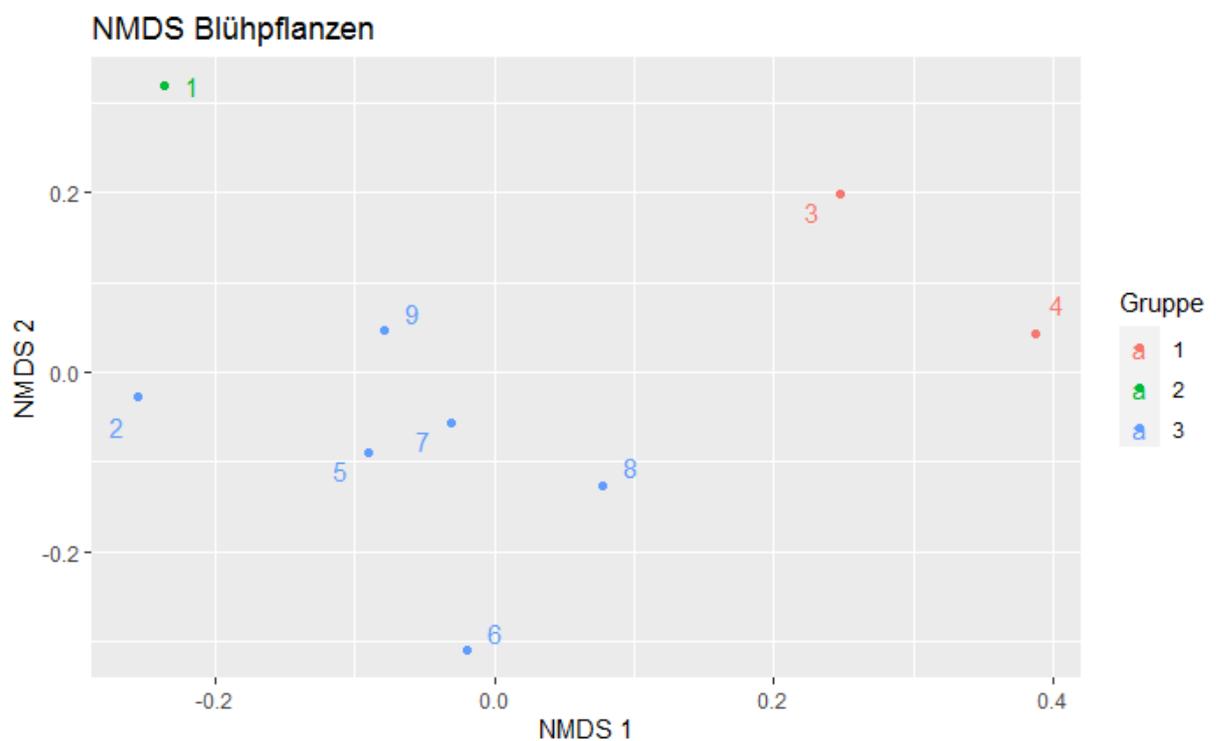


Abb. 23: NMDS mit Präsenz/Absenz Daten der Blühpflanzen (Bray-Curtis (stress 0.08), Gruppeneinteilung nach hierarchischer Clusteranalyse (Sehnen-Distanz, Ward-Methode))

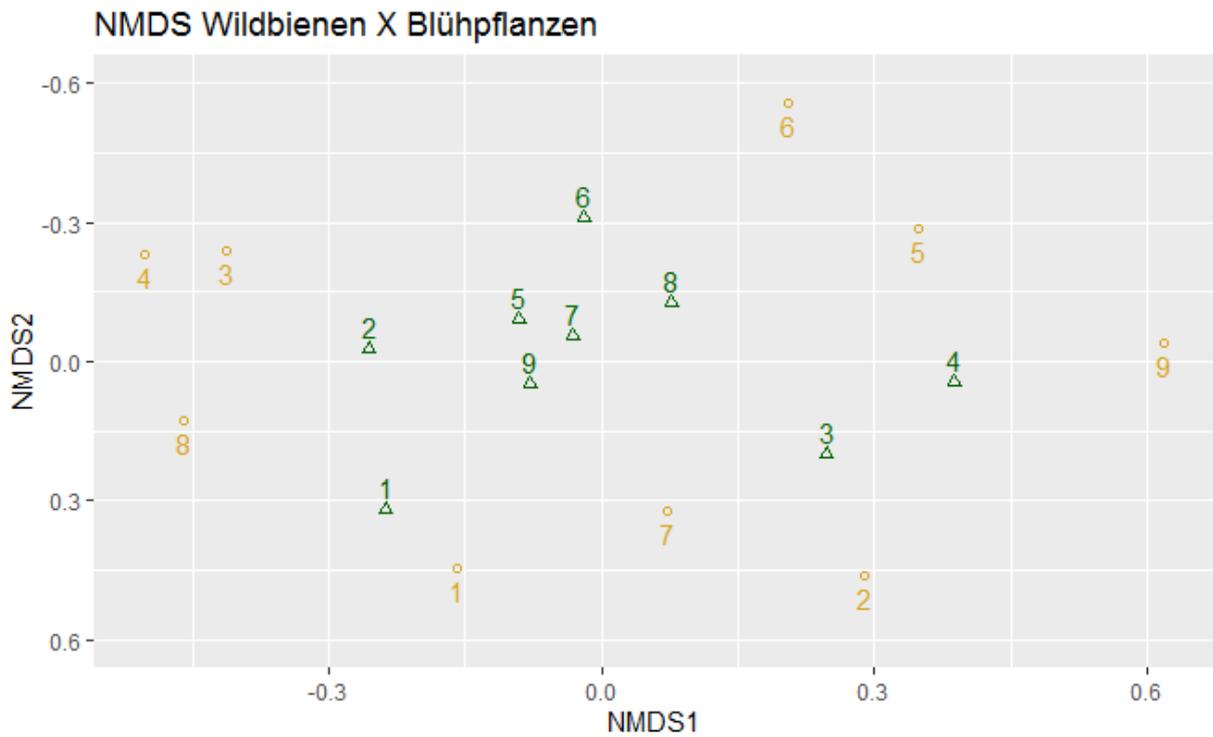


Abb. 24: NMDS mit Abundanzdaten der Wildbienen (Bray-Curtis, stress 0.12) und Präsenz/Absenz Daten der Blühpflanzen (Bray-Curtis, stress 0.08)

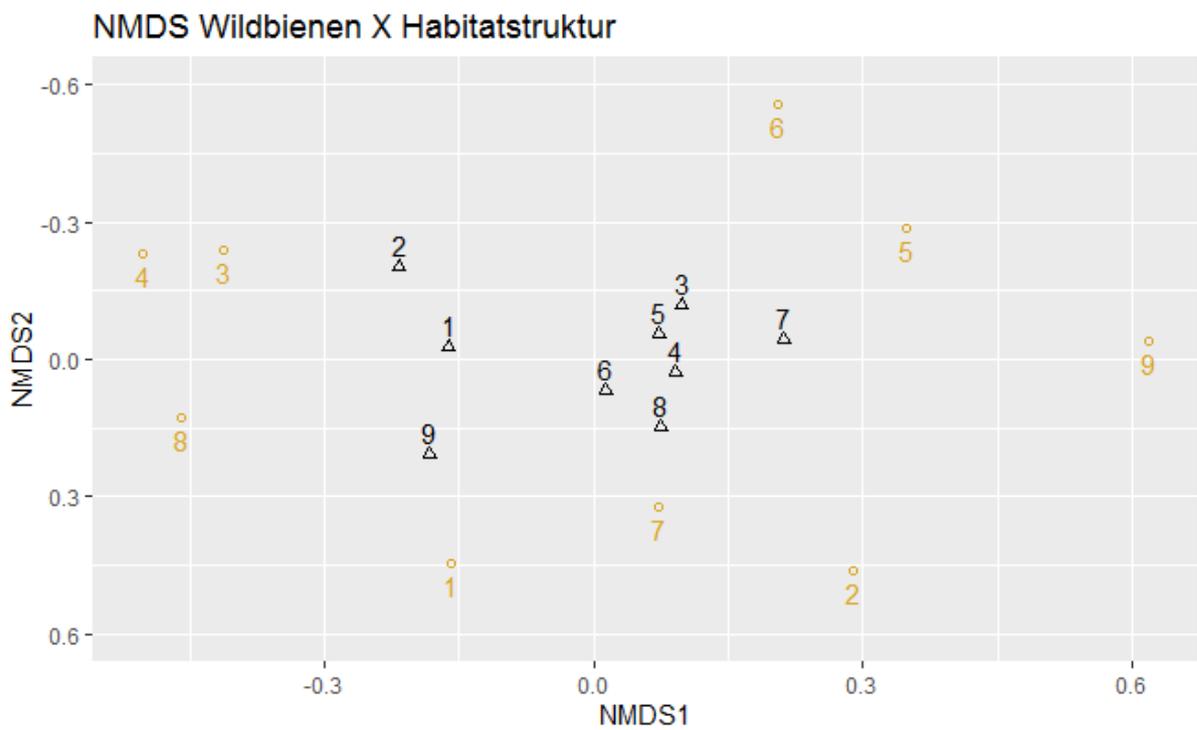


Abb. 25: NMDS mit Abundanzdaten der Wildbienen (Bray-Curtis, stress 0.12) und Habitatstruktur Daten der Flächen (Bray-Curtis, stress 0.08)

und Wildbienen (Bray-Curtis, stress 0.12) zeigte, dass sich die Flächen im Hinblick auf ihre Vegetation ähnlicher waren als in der Zusammensetzung der aufgenommenen Wildbienenfauna (Abb. 24). Dies wurde durch die geringere Streuung der Blühpflanzendaten im Vergleich mit denen der Wildbienen deutlich. Die Flächen 3 und 4 waren sich, wie bei der NMDS der Wildbienen, sehr ähnlich (Abb. 24). Die Fläche 8, die bei der NMDS der Wildbienen mit den Flächen 3 und 4 eine Gruppe bildete, war auch bei der NMDS der Blühpflanzen den Flächen 3 und 4 am nächsten (Abb. 24). Allerdings bildeten sie keine Gruppierung, da andere Flächen der Fläche 8 ähnlicher waren (Abb. 24).

Die Flächen waren sich im Hinblick auf ihre Habitatstruktur ebenfalls ähnlicher als im Hinblick auf die Zusammensetzung der Wildbienenfauna (Abb. 25). Dies zeigte ein Vergleich der NMDS der Wildbienen (Bray-Curtis, stress 0.12) und der Habitatstruktur (Bray-Curtis, stress 0.08; Abb. 24).

5 Diskussion

5.1 Naturschutzfachliche Bewertung

Während der Beprobung des Untersuchungsgebietes wurden Wildbienen aus 92 Arten erfasst (Anhang B). Vergleichbare Artenzahlen fanden sich bei Untersuchungen auf Norderney (HAESELER, 1990; 92 Arten) sowie auf landwirtschaftlich genutzten Flächen in Dänemark (CALABUIG 2000, zitiert in OERTLI et al., 2005; 91 Arten) und im Schweizer Tiefland (PIFFNER et al., 2018; 91 Arten). Etwas höher waren die Angaben von MORÓN et al. (2008; 105 Arten), in deren Studie Feuchtwiesen am Vistula beprobt worden sind. Allerdings ist eine Vergleichbarkeit mit diesen Studien wenig sinnvoll, da diese Probenahmen jeweils über mindestens eine gesamte Vegetationsperiode stattfanden. Somit fehlen in dieser Arbeit die Frühlings- und Frühsommerarten, sowie Daten über besonders späte Arten.

Inneralpine Trockentäler sind durch die trockenen, warmen Bedingungen dem mediterranen Klima sehr ähnlich (OERTLI et al., 2005). Mediterranes Klima bietet optimale Bedingungen für Wildbienen, was sich beispielsweise auch dadurch zeigt, dass im europäischen Süden mehr Wildbienenarten vorkommen als im Norden (MICHENER, 1979). Bei der Aufnahme von Wildbienen in ähnlichen Habitaten wurden deutlich höhere Artenzahlen festgestellt. Daher ist anzunehmen, dass in dem beprobten Gebiet ein diverseres Artenspektrum existiert als aufgenommen wurde. BANASZAK et al. (2006) berichten von 253 Arten auf xerothermem Grasland, BANASZAK & TWERD (2018) von 180 Arten auf xerothermen Wiesen im Odertal und SCHMID-EGGER (1995, zitiert in OERTLI et al., 2005) von 237 Arten in Weinanbaugebieten in Baden-Württemberg. Ebenfalls auf Trockenrasen in inneralpinen Trockentälern fanden OERTLI et al. (2005) mit 247 Arten eine der artenreichsten Wildbienengemeinschaften Mitteleuropas. Der Grund für diese deutlich höheren Artenzahlen könnte sich im Umfang der Beprobungen finden. Abgesehen davon, dass eine Beprobung über ein ganzes Jahr die Artenzahl deutlich steigern würde, sind auch die Stichprobengrößen der anderen Studien deutlich höher, mit 9896 Individuen bei BANASZAK et al. (2006), 4158 bei BANASZAK & TWERD (2018) und 6888 bei OERTLI et al. (2005).

Der Anteil der Einzelfunde unter den Wildbienenarten liegt bei 51%. Dies ist sehr viel im Vergleich zur Arbeit von OERTLI et al. (2005), die von 14,6% Einzelfunden berichten. Eine Metaanalyse von WILLIAMS et al. (2001), in der verschiedene Studien verglichen werden, in denen Wildbienen beprobt wurden, zeigt, dass selbst bei Arbeiten mit vergleichbar kleinen Stichprobengrößen eine deutlich geringere Anzahl von Einzelfunden festgestellt wurde. Die Vergleichbarkeit ist allerdings durch die unterschiedliche Größe der Habitate beschränkt, vor allem wenn diese

heterogene Strukturen zwischen den einzelnen Probeflächen enthalten (WILLIAMS et al., 2001). Noch höher ist mit 82% der Anteil der Einzelfunde unter den parasitären Arten. Dies ist zu erwarten, da parasitäre Arten unstetig sind und oftmals nur in einzelnen Jahren von mehrjährigen Studien verzeichnet werden (HERMANN & MÜLLER, 1999; OERTLI et al., 2005).

Dazu kommt, dass Wildbienenpopulationen sich auf der gleichen Fläche in aufeinanderfolgenden Jahren in der Regel signifikant unterscheiden (HERMANN & MÜLLER, 1999; OERTLI et al., 2005), da sich viele abiotische Faktoren, wie eine Änderung der Witterungsbedingungen, das Vorkommen von Wildbienen stark beeinflussen können (BANASZAK et al., 2014). Eine Beprobung des Gebietes über mehrere Jahre wäre dementsprechend empfehlenswert. Des Weiteren weist auch der Koeffizient zwischen Arten- und Individuenzahl von 0.17 darauf hin, dass mit mehr Individuen auch deutlich mehr Arten hinzukommen würden.

Die Anzahl der Einzelfunde weist (WILLIAMS et al., 2001), vor allem in Verbindung mit der nur einjährigen Beprobung über einen zu kurzen Zeitraum, auf eine deutlich größere Artenvielfalt als aufgenommen hin. Für diese These spricht auch eine unveröffentlichte Artenliste des Tals. Auf dieser finden sich 194 Wildbienenarten, ergänzt durch diese Untersuchung mittlerweile 214, von denen einige allerdings zuletzt 1951 festgestellt worden sind. Das tatsächliche Artenspektrum des Gebietes dürfte dem in OERTLI et al. (2005) ähnlicher sein und im Bereich zwischen 150 und 250 Arten liegen, wenngleich diese Schätzung mit Vorsicht zu betrachten ist. Eine vollständige Artenliste der Wildbienen eines Gebiets zu erstellen ist ein kaum zu erreichendes Ziel (BANASZAK et al., 2014), da viele Arten nur sehr selten oder lokal begrenzt vorkommen (SHAPIRO et al., 2014), dazu kommt die zeitliche Heterogenität des Auftretens der Wildbienen, die diesen Umstand zusätzlich erschwert. Maßnahmen, die alle Bienen eines Gebiets erfassen sollen, müssten allerdings so weitreichend sein, dass sie lokale Populationen von Wildbienen verändern könnten (SHAPIRO et al., 2014). Das Ziel sollte also nicht sein, das gesamte Artenspektrum abzubilden, dennoch bedarf es einer gründlicheren Untersuchung des Gebiets.

Von den gefundenen Arten werden 21 (22,8%) auf der Roten Liste der Wildbienen der Schweiz als gefährdet geführt (AMIET, 1994; Abb. 12). Zum Vergleich verzeichneten PFIFFNER et al. (2018) 16 (17,5%) von 91 gefundenen Arten die auf der Roten Liste der Wildbienen der Schweiz geführt werden. Unter den auf den Untersuchungsflächen gefundenen Arten befand sich auch *Andrena alfkenella*, die auf der Roten Liste der Schweiz als Kategorie 0 (ausgestorben oder verschollen) geführt wird (Amiet, 1994). Allerdings konnte diese Art 2020 im Wauwilermoos, einer Moorebene im Kanton Luzern, bereits nachgewiesen werden (HELLER, 2021). Dies verdeutlicht die Schwierigkeit der Analyse mittels einer veralteten Roten Liste. Eine Reevaluation des

Sachverhaltes wird mit dem Erscheinen der aktualisierten Roten Liste der Wildbienen der Schweiz empfohlen. Mit der neuen Roten Liste werden voraussichtlich 40 bis 45% der Wildbienenarten der Schweiz als gefährdet eingestuft sein (WIDMER et al., 2021). Außerdem geht man von einem Verlust von 60 Arten, einem Anteil von rund 10%, aus (WIDMER et al., 2021).

Eine Unterscheidung oder Bewertung eines Gebiets anhand von Biodiversität oder Biodiversitätsindices ist bei Wildbienen meist wenig aufschlussreich, dies ist besser über den Vergleich der Arteninventare möglich (VIEIRA et al., 2011). Diese Ergebnisse spiegelt diese Studie ebenfalls wider, da die verschiedenen Flächen ähnliche Artenzahlen und Indices aufweisen, jedoch eine völlig unterschiedliche faunistische Zusammensetzung aufweisen (Abb. 9, 10, 11). Allgemein lässt sich sagen, dass der hohe Simpson-Index der Flächen (>0.85) durch die vielen Einzelfunde zu erklären ist und die relativ geringe Evenness (0.55-0.63) auf schwach ausgeprägte Dominanzverhältnisse hinweist. Dies ist wahrscheinlich durch das Vorkommen einiger Hummel- (*Bombus humilis*, *B. lapidarius* & *B. soroeensis*) und Furchenbienenarten (*Halictus tumulorum* & *LasioGLOSSUM morio*) zu erklären, die durch ihre eusoziale Lebensweise in größeren Abundanzen vorkommen, als andere Wildbienenarten (WESTRICH, 2019). Eine weitere sehr häufige Art war die Große Zottelbiene, *Panurgus banksianus*. Gemeinsam mit *Chelostoma florissomne* waren sie die Indikatorarten für die Clusteranalyse und somit charakteristisch für die Flächen 3,4 und 8 (Abb. 22). Auf allen Flächen finden sich Futterpflanzen für *P. banksianus* (*Hieracium* sp., *Hypochoeris radicata*, *Leontodon hispidus*) und *C. florissomne* (*Ranunculus* sp.) und die Flächen enthalten weder besonders viel Offenboden, das Nisthabitat von *P. banksianus* oder Totholz, das bevorzugte Habitat von *C. florissomne* (WESTRICH, 2019). Das schwerpunktmäßige Vorkommen dieser Arten lässt sich durch die aufgenommenen Daten nicht erklären.

Das hohe Potential der Flächen für ein deutlich höheres Arteninventar als während der Beprobung gefunden wurde, gemeinsam mit dem hohen Anteil an seltenen und gefährdeten Arten zeigt, dass es sich beim Untersuchungsgebiet höchstwahrscheinlich um einen äußerst diversen und schützenswerten Lebensraum handelt. Die wenigen Gemeinsamkeiten der Flächen im Hinblick auf ihr Artenspektrum könnten ein Indiz dafür sein, dass jede der Flächen durch ihre individuelle Fauna zum Artenreichtum des Gebiets beiträgt. Jedoch besteht auch die Möglichkeit, dass bei einer intensiveren Beprobung des Gebietes diese Unterschiede geringer werden könnten.

5.2 Einflüsse von Habitatstruktur auf die Wildbienenpopulation

Durch Ansprüche an ihr Bruthabitat sowie die zum Nestbau benötigten Materialien hat die Struktur eines Habitats zweifellos einen Einfluss auf das potenzielle Artenspektrum von Wildbienen. Das Vorkommen von Busch- und Baumbeständen wurde bereits mit hoher Biodiversität von Bienen in Verbindung gebracht (BANASZAK & TWERD, 2008). Außerdem beeinflusst dies das Vorkommen von *Bombus sp.* positiv, da Arten dieser Gattung eher kühlere und feuchtere Habitate bevorzugen (BANASZAK & TWERD, 2018), die durch das Vorkommen von Bäumen geschaffen werden. Dass *Bombus sp.* die Individuenreichste Gattung ist lässt sich auch dadurch erklären, dass das Untersuchungsgebiet große Anteile an Wald besitzt. Es gab allerdings keine Korrelation zwischen den aufgenommenen Baum- und Buschbeständen und der Anzahl an gefundenen Hummeln.

Von den auf den Flächen gefundenen (nicht parasitären) Arten nisten 66% in der Erde, wobei es keine signifikante Korrelation mit dem Anteil an Offenboden gab. Im Durchschnitt nisten 73% der (nicht parasitären) Wildbienenarten der Schweiz unterirdisch (MEYER et al., 2017). In einer Studie von MEYER et al., 2017, die seminaturliche Habitate betrachtet, nisteten 96% der Wildbienen unterirdisch. Die diverse Nistweise der gefundenen Wildbienen könnte ein Indiz für Strukturvielfalt im Gebiet sein.

Kleinräumige Strukturen und spezielle Nisthabitate wurden in dieser Arbeit nicht aufgenommen. Die kleinräumige Heterogenität des Habitats, speziell das Vorhandensein spezifischer Strukturen im Habitat, beeinflusst das Vorkommen von Wildbienen (BANASZAK & TWERD, 2008; PFIFFNER et al., 2018). Der hierfür vorgeschlagene Grund ist das Vorhandensein aller für Wildbienen relevanten Strukturen in einem geringen Radius (CZERNIAK, 2003, zitiert in TWERD & SOBIERAJ-BETLINSKA, 2020). Wildbienen können zwar weite Distanzen zurücklegen, um an benötigte Ressourcen zu gelangen, allerdings resultiert dies in einer geringeren Anzahl von Nachkommen (PETERSON & ROITBERG, 2006) und steigert somit wiederum das Risiko des Aussterbens lokaler Populationen. Außerdem erhöht sich dadurch die Parasitierungsrate, da gezeigt werden konnte, dass Anwesenheit am Nest Parasitismus verhindern kann (GOODELL, 2003). Parasitismus wirkt sich wiederum direkt auf den Fortpflanzungserfolg von Wildbienen aus (WILLIAMS & KREMEN, 2007; WILLIAMS & TEPEDINO, 2003). Die Körpergröße von Wildbienen ist positiv mit der Dauer und Weite von Flügen zur Nektar- und Pollenbeschaffung korreliert (GREENLEAF et al., 2007; KENDALL et al., 2019). Das heißt, dass vor allem bei kleinen Bienen das Vorhandensein der Ressourcen in der direkten Umgebung ausschlaggebend ist (GANSER et al., 2020).

Zusätzlich ist die Heterogenität des Habitats in Kombination mit einer heterogenen Landschaft in der Lage deutlich effektiver darin das Vorkommen von Wildbienen positiv zu beeinflussen (CLOUGH et al., 2014; TWERD & SOBIERAJ-BETLINSKA, 2020). „functional habitat maps“, bei denen explizite Strukturen kartiert werden, sind eine geeignete Methode, um das Vorkommen von Wildbienen in Landschaften vorherzusagen (BARTUAL et al., 2019; LAUSCH et al., 2015). Insgesamt lässt sich also sagen, dass die Heterogenität eines Habitats ein geeigneter Prädiktor für das Vorkommen von Wildbienen ist (BANASZAK & TWERD, 2018; BARTUAL et al., 2019). Ein simples Maß der Bodenbeschaffenheit ist zu unspezifisch, um davon auf die diversen Ansprüche verschiedener Wildbienenarten zu schließen. Dies spiegelt sich auch im Vergleich der NMDS von Wildbienenarten und Habitatstruktur wider, die keine eindeutigen Zusammenhänge aufweist (Abb. 25). Daher ist der hier gewählte Ansatz zur Kartierung der Habitatstruktur als unzureichend zu betrachten.

5.3 Einflüsse von Blühpflanzen auf die Wildbienenpopulation

BARTUAL et al. (2019) stellten fest, dass sowohl diverse Vegetation als auch das Vorhandensein bestimmter Schlüsselarten essenziell für ein diverses Artenspektrum an Wildbienen sind. Letzteres gilt vor allem für die oligolektischen Wildbienen. In Deutschland ernähren sich rund 30% der Bienen oligolektisch (WESTRICH, 1996), während die im Untersuchungsgebiet gefundenen Wildbienen zu 23,5% oligolektisch waren. Unter den sieben streng oligolektischen Arten (Abb. 15, „Oligophag+“) die während der Beprobung gefunden wurden, waren drei auf *Campanula sp.* (*Chelostoma campanularum*, *Chelostoma rapunculi* & *Osmia mitis*) zwei auf *Echium vulgare* (*Osmia adunca*, *Osmia anthocopoides*) und jeweils eine auf *Ranunculus sp.* (*Chelostoma florissomne*) und *Reseda sp.* (*Hylaeus signatus*) spezialisiert (WESTRICH, 2019). Die jeweiligen Futterpflanzen wurden im Gebiet, mit Ausnahme von *Reseda sp.*, nachgewiesen. Gerade *Echium vulgare* und *Campanula rotundifolia*, die Futterpflanzen der seltenen Art *Osmia anthocopoides* und die der sehr seltenen und vom Aussterben bedrohten Art *Osmia mitis*, sollten in zukünftigen Maßnahmenplänen eine besondere Wertschätzung erhalten.

Es gibt durch das Artenspektrum der Blühpflanzen keine klare Trennung der Gruppen aufgrund der vorher festgestellten Lebensraumtypen Magerweide bzw. Trockenrasen. Auch eine Zuordnung der Flächen 7, 8 und 9 anhand der Vegetationsdaten ist nicht möglich, da während der Aufnahmen keine Gräser bestimmt wurde. WESTRICH (2019) sagt jedoch, dass der Lebensraumtyp für Wildbienen eine untergeordnete Rolle spielt, da spezifische Ressourcen zwar mit dem Lebensraumtyp zusammenhängen können, bspw. mehr Offenboden auf Trockenrasen, aber das Vorhandensein dieser nicht auf diesen Lebensraumtyp limitiert ist

Vegetationsdaten sind vor allem als Abundanzdaten gut dazu geeignet, um Beziehungen zwischen bestäubenden Insekten und ihrem Habitat zu untersuchen (CLOUGH et al., 2014).

Die Deckungsgrade und Dominanzverhältnisse der Blühpflanzen wären wichtige Informationen, die hier fehlen, um gesicherte Aussagen zu treffen. Außerdem ist das aufgenommene Arteninventar der Flächen schwer mit anderen Studien zu vergleichen, da lediglich Blühpflanzen aufgenommen wurden.

5.4 Anpassung der Maßnahmen

Bereits kleine, offene Gebiete können ein wertvolles Habitat für Wildbienen sein (Flächen ab 0.23 ha in TWERD & SOBIERAJ-BETLINSKA, 2020). Dies wurde in dieser Arbeit bestätigt, da die tatsächlichen Offenlandbereiche der Untersuchungsflächen recht klein waren. Während das Vorkommen von Busch- und Baumbeständen das Vorkommen eines diversen Artenspektrums fördert (BANASZAK & TWERD, 2008) hat das Offenhalten der Flächen dennoch Priorität, da mit zunehmender Bedeckung durch Wald die Biodiversität und Abundanz von Wildbienen abnehmen (CLOUGH et al., 2014; TWERD & SOBIERAJ-BETLINSKA, 2020). Gerade Nadelwälder bieten Wildbienen keine ausreichenden Nahrungsquellen (CIERZNIAK, 2003, zitiert in TWERD & SOBIERAJ-BETLINSKA, 2020), somit sind frühe Sukzessionsstadien obligatorisch für das Aufrechterhalten eines diversen Artenspektrums an Wildbienen (TWERD & SOBIERAJ-BETLINSKA, 2020). Das regelmäßige Entkusseln der Flächen ist also eine wichtige Maßnahme für den Erhalt der Diversität an Wildbienen und deren Futterpflanzen. Änderung in den Dominanzverhältnissen der Vegetation einer Fläche wirken sich ebenfalls negativ auf das Vorkommen von Wildbienen aus (TWERD & SOBIERAJ-BETLINSKA, 2020). Die Entfernung von *Pteridium aquilinum* ist somit gleichermaßen als eine geeignete Maßnahme zum Schutz von Wildbienen zu bewerten.

Eine mittlere Intensität der Bewirtschaftung ist für bestäubungsabhängige Pflanzen und deren Bestäuber die optimale Bewirtschaftungsform (CLOUGH et al., 2014), wie es auch auf diesen Flächen durch die extensive Beweidung Ende Mai und Anfang Juni stattfindet. Allerdings wurde während des ersten Durchgangs eine sehr geringe Abundanz und Diversität an Wildbienen verzeichnet. Bei Mahdregimen hat sich das Belassen von ungemähten Refugien als eine geeignete Methode zur Förderung von Wildbienen gezeigt (BURLI et al., 2014). Das Untersuchungsgebiet, in dem sich die Untersuchungsflächen und somit auch die Trockenwiesen und -weiden von nationaler Bedeutung befinden, ist in ein Mosaik aus kleinräumigen Strukturen eingelassen. So könnten dem Gebiet vorgelagerte Extensivwiesen und kleinstrukturelle Blühwiesen den Wildbienen in der Zeit der Beweidung Räume zum Ausweichen geben. Dies gilt insbesondere für

polylektische Arten, die in der Regel aufgrund ihrer Funktion als Ubiquisten weniger gefährdet sind. Zusätzlich ist dies eine Option die für kleinere, weniger mobile Arten ausgeschlossen sein könnte (ROULSTON & CANE, 2000). Ein Grund für die geringe Abundanz und Diversität von Wildbienen im ersten Durchgang könnte sich in der Phänologie der Wildbienen finden. Viele Studien finden wenige Individuen und eine Abnahme gefundener Arten gegen Mitte/Ende Juni (BANASZAK et al., 2006; OERTLI et al., 2005).

Auf den Untersuchungsflächen wurden ab dem zweiten Durchgang Mitte Juli viele Individuen von *Apis mellifera* beobachtet. Die Konkurrenz durch *Apis mellifera* ist ein möglicher Störfaktor für Wildbienen. Studien, die Konkurrenz zwischen Honigbiene und Wildbiene untersuchen weisen oft widersprüchliche Ergebnisse auf (ARTZ et al., 2011; DUPONT et al., 2004). Jedoch haben einige experimentelle Studien bewiesen, dass Honigbienen zumindest einen negativen Effekt auf Wildbienenpopulationen haben können (LINDSTRÖM et al., 2016; ROPARS et al., 2019; SHAVIT et al., 2009; TORNÉ-NOGUERA et al., 2016; VALIDO et al., 2019). Zuletzt konnte durch eine großangelegte Studie von LÁZARO et al. (2021) bewiesen werden, dass eine eindeutige negative Korrelation von der Anzahl Honigbienenvölkern auf die Biodiversität und Abundanz von Wildbienen besteht. Zusätzlich wird vermutet, dass die veränderte Bestäubung durch Honigbienen die Verfügbarkeit von Blühpflanzen verändert (HERRERA et al., MAGRACH et al., 2017), wodurch Wildbienen indirekt negativ beeinflusst werden könnten. Daher wird empfohlen mit Imkern, die Bienenstöcke in der Nähe des Untersuchungsgebietes unterhalten, zusammenzuarbeiten. Es könnten beispielsweise Minimumdistanzen von Bienenstöcken zum Untersuchungsgebiet oder eine maximale Dichte an Bienenvölkern im Gebiet festgelegt werden. Dies sind Methoden, die sich als effektiv herausgestellt haben, um den Einfluss von Honigbienen zu minimieren (HENRY & RODET, 2018).

Um Maßnahmenanpassungen die Wildbienen begünstigen vorzuschlagen ist es wichtig ausgeprägte Daten über die Struktur des Habitats zu besitzen (BARTUAL et al., 2019), die in dieser Studie fehlen. Da es Hinweise dafür gibt, dass eine Bewirtschaftung der gesamten Landschaft für Wildbienen stark von Vorteil ist (CLOUGH et al., 2014), wäre eine Erfassung des gesamten Gebietes und das Aufstellen eines Management-Plans auch für die Gebiete zwischen den Trockenwiesen und -weiden von nationaler Bedeutung sinnvoll.

6 Fazit

Obwohl das Untersuchungsgebiet für eine Fläche mit hohen Trockenrasenanteilen in einem inneralpinen Trockental eine nicht sehr diverse Wildbienenfauna aufweist, gibt es aufgrund von dem hohen Anteil an Einzelfunden genügend Grund zur Annahme, dass die tatsächliche Anzahl auf den Flächen vorkommenden Arten deutlich höher ist. Das Gebiet ist aufgrund dieser Tatsache wahrscheinlich naturschutzfachlich von hohem Wert. Ebenfalls da ein hoher Anteil der gefundenen Wildbienenarten auf der Roten Liste als gefährdet eingestuft wird. Insgesamt konnten nur wenige stichhaltige Aussagen durch die Aufnahmen von Habitatstruktur und die Kartierung der Blühpflanzen getroffen werden. Diese Methodik kann somit nicht als geeignet für Untersuchungen von Wildbienen angesehen werden. Die Bewirtschaftung des Untersuchungsgebietes wird insgesamt als geeignet betrachtet, könnte allerdings durch einige Anpassungen, vor allem im Hinblick auf das Management von Honigbienen, noch weiter auf die Gruppe der Wildbienen abgestimmt werden.

7 Ausblick

Neben einer Beprobung der Wildbienenfauna über zwei gesamte Vegetationsperioden sollte vor allem das Erstellen einer „functional habitat map“ und eine Kartierung der Blühpflanzen mit zusätzlichen Daten zu Dominanzverhältnissen angestrebt werden. Die im Gebiet durchgeführten Maßnahmen, dies schließt eine extensive Beweidung, Entkusselung und die Entfernung von Adlerfarn ein, sollten beibehalten werden. Zusätzlich sollten Maßnahmen zur Minimierung des Einflusses von Honigbienen umgesetzt werden. Dieses Gebiet könnte möglicherweise, wie auch andere strukturreiche Gebiete in inneralpinen Trockentälern (Oertli et al., 2005; Widmer et al., 2021), zu den Hotspots der Wildbienen Vielfalt in Mitteleuropa zählen, wenn weitere, eingehendere Untersuchungen und dementsprechende angepasste Maßnahmen etabliert würden. Die derzeitige Bewirtschaftung ist jedoch als geeignetes Mittel zum Schutz und Erhalt eines diversen Artenspektrums an Wildbienen zu betrachten.

8 Danksagung

Zuallererst danke ich Prof. Dr. Rainer Buchwald für die Betreuung der Arbeit, die vielen kostbaren Ratschläge und das Eis. Außerdem der AG Vegetationskunde der Carl-von-Ossietzky Universität Oldenburg, insbesondere Melanie Willen, für das Bereitstellen von Material.

Ebenfalls für die Betreuung der Arbeit, aber zusätzlich für das Bereitstellen von vielen nützlichen Dingen und angenehmer sozialer Interaktion vor Ort danke ich Dr. Linda Feichtinger und der Biosfera Val Müstair.

Vielen Dank richte ich auch an die Wildbienenexperten Dr. Andreas Müller für Anleitung im Gelände, beim Präparieren und Bestimmen, sowie für die Nachbestimmung der Wildbienen und Dr. Rolf Witt für einige hilfreiche Hinweise.

Volker Lohrmann vom Übersee-Museum im Bremen danke ich für das Bereitstellen der Sammlung und wertvolle Übung beim Bestimmen.

Dr. Cord Peppeler-Lisbach danke ich für die Hilfe beim theoretischen Teil der Statistik und Florian Walsemann für die Hilfe beim praktischen Teil.

Dem Schweizer Nationalpark möchte ich für das Bereitstellen eines Stereo-Mikroskopes danken und Dr. Adrien Perrard für das Bereitstellen von Bestimmungsliteratur.

Großer Dank gilt auch meinen Korrekturleser*innen Carlotta Hecker, Florian Walsemann, Rebecca Haas, Robert Urban und Sophie Anders. Wobei die beiden zuletzt genannten besonderen Dank verdienen. Robert Urban danke ich zusätzlich dafür, dass er es so lange mit mir in der Bibliothek ausgehalten hat.

9 Literaturverzeichnis

Sämtliche Online-Quellen wurden zuletzt am 30.11.2023 aufgerufen.

Abrol, D. P. (2012): *Pollination Biology: Biodiversity Conservation and Agricultural Production*. Springer, Dordrecht (Niederlande).

Amiet, F. (1994): *Rote Liste der gefährdeten Bienen der Schweiz*. Bundesamt für Umwelt, Bern.

Amiet, F. (1996): *Hymenoptera, Apidae 1: Allgemeiner Teil, Gattungsschlüssel, die Gattungen Apis, Bombus und Psithyrus*. *Insecta Helvetica, Fauna*, 12, 98 S.

Amiet F., Müller A. & Neumeyer R. (1999): *Apidae 2: Colletes, Dufourea, Hylaeus, Nomia, Nomioides, Rhophitoides, Rophites, Sphecodes, Systropha*. *Fauna Helvetica*, 4, 93 S.

Amiet F., Herrmann M., Müller A. & Neumeyer R. (2001): *Apidae 3: Halictus, Lasioglossum*. *Fauna Helvetica*, 6, 239 S.

Amiet, F., Herrmann, M., Müller, A., & Neumeyer, R. (2004). Apidae 4: Anthidium, Chelostoma, Coelioxys, Dioxys, Heriades, Lithurgus, Megachile, Osmia, Stelis. *Fauna Helvetica* 9. Apidae 4: Anthidium, Chelostoma, Coelioxys, Dioxys, Heriades, Lithurgus, Megachile, Osmia, Stelis. *Fauna Helvetica*, 9, 273 S.

Amiet, F., Herrmann, M., Müller, A., & Neumeyer, R. (2007). Apidae 5: Ammobates, Ammobatoides, Anthophora, Biastes, Ceratina, Dasypoda, Epeoloides, Epeolus, Eucera, Macropis, Melecta, Melitta, Nomada, Pasites, Tetralonia, Thyreus, Xylocopa. *Fauna Helvetica*, 20, 356 S.

Amiet F., Herrmann M., Müller A. & Neumeyer R. (2010): Apidae 6: Andrena, Melitturga, Panurginus, Panurgus. *Fauna Helvetica*, 26, 317 S.

Artz, D.R., Hsu, C.L. & Nault, B.A. (2011): Influence of honey bee, *Apis mellifera*, hives and field size on foraging activity of native bee species in pumpkin fields. *Environ. Entomol.*, 40, 1144–1158.

BafU (1994): Rote Listen der gefährdeten Tierarten der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Bern.

BafU (2010): Vollzugshilfe zur Trockenwiesenverordnung. Umwelt-Vollzug, Nummer: UV-1017-D. Bundesamt für Umwelt, Bern.

Balint, M., Domisch, S., Engelhardt, C.H.M., Haase, P., Lehrian, S., Sauer, J., Theissinger, K., Pauls, S.U. & Nowak, C. (2011): Cryptic biodiversity loss linked to global climate change. *Nature Climate Change*, 1, 313–318.

Banaszak, J., Banaszak-Cibicka, W. & Szefer, P. (2014): Guidelines on sampling intensity of bees (Hymenoptera: Apoidea: Apiformes). *J Insect Conserv*, 18, 651–656.

Banaszak, J., Cierzniak, T., Kriger, R. & Wendzonka, J. (2006): Bees of xerothermic swards in the lower Vistula valley: diversity and zoogeographic analyses (Hymenoptera: Apoidea: Apiformes). *Polish Journal of Entomology*, 75, 105-154.

Banaszak, J. & Twerd, L. (2018): Importance of thermophilous habitats for protection of wild bees (Apiformes). *Community Ecology*, 19, 239–247.

Bartual, A.M., Sutter, L., Bocci, G., Moonen, A. C., Cresswell, J., Entling, M.H., Giffard, B., Jacot, K., Jeanneret, P., Holland, J.M., Pfister, S.C., Pintér, O., Veromann, E., Winkler, K., & Albrecht, M. (2019): The potential of different semi-natural habitats to sustain pollinators and natural enemies in European agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 279, 43–52.

Baumgärtner, S. (2005): Measuring the diversity of what? And for what purpose? - A conceptual comparison of ecological and economic biodiversity indices. Department of Economics, University of Heidelberg, Germany.

Behrens, M., Fartmann, T. & Hölzel, N. (2009): Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt: Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen. Teil 2: zweiter Schritt der Empfindlichkeitsanalyse – Wirkprognose. MUNLV NRW (Ministerium für Umwelt- und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (Hrsg.), Düsseldorf.

Bergauer, M., Dembiczy, I., Boch, S., Willner, W., Babbi, M., Blank-Pachlatko, J., Catalano, C., Cykowska-Marzencka, B., Gehler, J., Guarino, R., Keller, S., Moysiyanenko, I., Vynokurov, D., Widmer, S. & Dengler, J. (2022): Scale-dependent patterns and drivers of vascular plant, bryophyte and lichen diversity in dry grasslands of the Swiss inneralpine valleys. *Alp Botany*, 132, 195–209.

Bianchi, F. J. J. A., Booij, C. J. H. & Tscharntke, T. (2006): Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B – Biological Sciences*, 273 (1595), 1715–1727.

Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P. M., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T. M. J., Schaffers, A. P., Potts, S. G., Kleukers, R. M. J. C., Thomas, C., Settele, J. & Kunin, W. (2006): Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science*, 313 (5785), 351–354.

Biosfera Val Müstair (2020 a): Erhalt und Aufwertung des Artenhotspots zwischen Müstair und Sta. Maria. Biosfera Val Müstair, Center da Biosfera, 7532 Tschieriv.

Biosfera Val Müstair (2020 b): Artenförderprojekt Felsenfalter (*Chazara briseis*) Val Müstair. Biosfera Val Müstair, Center da Biosfera, 7532 Tschieriv.

Bischof, N. (1981): Gemähte Magerrasen in der subalpinen Stufe der Zentralalpen. *Bauhinia*, 7/2, 81-128.

Buri, P., Humbert, J.-Y. & Arlettaz, R. (2014): Promoting pollinating insects in intensive agricultural matrices: field-scale experimental manipulation of hay-meadow mowing regimes and its effects on bees. *PLoS One*, 9, e85635.

Calabuig, I. (2000): Solitary Bees and Bumblebees in a Danish Agricultural Landscape. Unpubl. Ph.D. thesis, University of Copenhagen, 103 pp.

Cane, J.H., Minckley, R.L. & Kervin, L.J. (2000): Sampling Bees (Hymenoptera: Apiformes) for Pollinator Community Studies: Pitfalls of Pan-Trapping. *Journal of the Kansas Entomological Society*, 73(4), 225-231.

Cardoso, P., Barton, P. S., Birkhofer, K., Chichorro, F., Deacon, C., Fartmann, T., Fukushima, C. S., Gaigher, R., Habel, J., Hallmann, C. A., Hill, M., Hochkirch, A., Kwak, M. L., Mammola, S., Noriega, J. A., Orfinger, A. B., Pedraza, F., Pryke, J. S., Roque, F. O., Settele, J., Simaika, J. P., Stork, N.E., Suhling, F., Vorster, C. & Samways, M. J. (2020): Scientists' warning to humanity on insect extinctions. *Biological Conservation*, 242, 108426.

Chen, I.C., Hill, J.K., Ohlemüller, R., Roy, D.B. & Thomas, C.D. (2011): Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science*, 333(6045), 1024-1026.

CIRAD, INRAE, INRIA & IRD (2022): PlantNet-Pflanzenidentifizierung. [Smartphone App]. Version 3.9.17. Google Play Store. Online unter: https://play.google.com/store/apps/details?id=org.plantnet&hl=de_AT&pli=1

Clough, Y., Ekroos, J., Báldi, A., Batáry, P., Bommarco, R., Gross, N., Holzschuh, A., Hopfenmüller, S., Knop, E., Kuussaari, M., Lindborg, R., Marini, L., Öckinger, E., Potts, S. G., Pöyry, J., Roberts, S. P. M., Steffan-Dewenter, I., & Smith, H. G. (2014): Density of insect-pollinated grassland plants decreases with increasing surrounding land-use intensity. *Ecology Letters*, 17(9), 1168–1177.

Dengler, J., Guarino, R., Moysiyenko, I., Vynokurov, D., Boch, S., Cykowska-Marzencka, B., Babbi, M., Catalano, C., Eggenberg, S., Gehler, J., Monigatti, M., Pachlatko, J., Riedel, S., Willner, W. & Dembicz, I. (2020): On the trails of Josias Braun-Blanquet II: first results from the 12th EDGG Field Workshop studying the dry grasslands of the inneralpine dry valleys of Switzerland. *Palaeoart. Grassl.*, 45, 59–88.

Dexter, E., Rollwagen-Bollens, G. & Bollens, S.M. (2018): The trouble with stress: A flexible method for the evaluation of nonmetric multidimensional scaling. *Limnol. Oceanogr. Methods*, 16, 434-443.

De Cáceres, M. & Legendre, P. (2009): Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*, 90, 3566-3574.

Diacon-Bolli, J., Dalang, T., Holderegger, R. & Bürgi, M. (2012): Heterogeneity fosters biodiversity: Linking history and ecology of dry calcareous grasslands. *Basic and Applied Ecology*, 13(8), 641-653.

- Droege, S., Tepedino, V. J., LeBuhn, G., Link, W. A., Minckley, R. L., Chen, Q., & Conrad, C. (2010): Spatial patterns of bee captures in North American bowl trapping surveys. *Insect Conservation and Diversity*, 3(1), 15–23.
- Dupont, Y.L., Hansen, D.M., Valido, A., & Olesen, J.M. (2004): Impact of introduced honey bees on native pollination interactions of the endemic *Echium wildpretii* (Boraginaceae) on Tenerife, Canary Islands. *Biological Conservation*, 118(3), 301–311.
- Ebmer, A.W. (2010): Sammeln, Präparieren und Mikroskoptechnik von Wildbienen mit besonderer Berücksichtigung der Furchenbienen (Apoidea, Halictidae). *Entomologica Austriaca*, 17, 67-82.
- ESRI (2011): ArcGIS Desktop: Version 10.7.1. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Eggenberg S., Bornand C., Juillerat P., Jutzi M., Möhl A., Nyffeler R. & Santiago H. (2022): Flora Helvetica – Exkursionsflora / Guide d’excursions. Haupt Verlag, Bern, 848 S.
- Fartmann, T., Behrens, M., Möllenbeck, V. & Hölzel, N. (2012): Potential effects of climate change on the biodiversity in North-Rhine Westphalia. In: Ellwanger, G.; Ssymank, A. & Paulsh, C. (Hrsg.): *Natura 2000 and Climate Change – a Challenge*. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 118, 63-72.
- Fartmann, T., Poniatowski, D., Stuhldreher, G. & Streitberger, M. (2019): Insektenrückgang und -schutz in den fragmentierten Landschaften Mitteleuropas. *Natur und Landschaft*, 94, 261–270.
- Forum Cumünal (o.D.): GEOGRAFIE Cumün da Val Müstair. Online unter: https://www.cdvm.ch/fileadmin/user_upload/2_dokumente/Geografie_Val_Mu__stair.pdf
- Gallai N. & Vaissière B. (2009): Guidelines for the economic valuation of pollination services at a national scale. FAO, Rome.
- Galloway, J.N., Townsend, A.R., Erisman, J.W., Bekunda, M., Cai, Z., Freney, J., Martinelli, L.A., Seitzinger, S.P. & Sutton, M.A., (2008): Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, 320 (5878), 889–892.
- Ganser, D., Albrecht, M., & Knop, E. (2020): Wildflower strips enhance wild bee reproductive success. *Journal of Applied Ecology*, 58(3), 486–495.

Garibaldi, L.A., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., Aizen, M.A., Bommarco, R., Cunningham, S.A., Kremen, C., Carvalheiro, L.G., Harder, L.D., Afik, O., Bartomeus, I., Benjamin, F., Boreux, V., Cariveau, D., Chacoff, N.P., Dudenhöffer, J.H., Freitas, B.M., Ghazoul, J., Greenleaf, S., Hipólito, J., Holzschuh, A., Howlett, B., Isaacs, R., Javorek, S.K., Kennedy, C.M., Krewenka, K.M., Krishnan, S., Mandelik, Y., Mayfield, M.M., Motzke, I., Munyuli, T., Nault, B.A., Otieno, M., Petersen, J., Pisanty, G., Potts, S.G., Rader, R., Ricketts, T.H., Rundlöf, M., Seymour, C.L., Schüepp, C., Szentgyörgyi, H., Taki, H., Tschardtke, T., Vergara, C.H., Viana, B.F., Wanger, T.C., Westphal, C., Williams, N. & Klein, A.M. (2013): Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *Science*, 339, 1608–1611.

Goodell, K. (2003): Food availability affects *Osmia pumila* (Hymenoptera: Megachilidae) foraging, reproduction, and brood parasitism. *Oecologia*, 134(4), 518–527.

Goras, G., Tananaki, C., Dimou, M., Tschudin, T., Petanidou, T., & Thrasivoulou, A. (2016): Impact of honeybee (*Apis mellifera* L.) density on wild bee foraging behaviour. *Journal of Apicultural Science*, 60(1), 49–62.

Greenleaf, S.S., Williams, N.M., Winfree, R., & Kremen, C. (2007): Bee foraging ranges and their relationship to body size. *Oecologia*, 153(3), 589–596.

Gregory, R.D., Willis, S.G., Jiguet, F., Vorisek, P., Klvanova, A., van Strien, A., Huntley, B., Collingham, Y.C., Couvet, D. & Green, R.E. (2009): An indicator of the impact of climatic change on European bird populations. *PLoS One*, 4, e4678.

Haeseler, V. (1990): Wildbienen der ostfriesischen Insel Norderney (Hymenoptera: Apoidea). *Faun.-ökol. Mitt.*, 6, 125–146.

Heller, P. (2021): Wildbienen im Wauwilermoos - Bericht zu den 2020 für die Rote Liste erhobenen Wildbienen vorkommen im Wauwilermoos. Kanton Luzern, Dienststelle Landwirtschaft und Wald.

Henry, M., & Rodet, G. (2018): Controlling the impact of the managed honeybee on wild bees in protected areas. *Scientific Reports*, 8(1), 9308.

Herrera, C.M. (2020): Gradual replacement of wild bees by honeybees in flowers of the Mediterranean Basin over the last 50 years. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 287(1921), 20192657.

Hess, W. (1953): Beiträge zur Geologie der südöstlichen Engadiner Dolomiten zwischen dem oberen Münstertal und der Valle di Fraéle (Graubünden). Promotionsarbeit Nr. 2229, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich.

Herrmann, M. & Müller, A. (1999): Wenn die Gölle geht – Wieviele Bienen können in einer extensiv genutzten Agrarlandschaft leben (Hymenoptera, Apidae)? Mitt. Naturf. Ges. Schaffhausen, 44, 175–202.

Hickling, R., Roy, D.B., Hill, J.K. & Thomas, C.D. (2005): A northward shift of range margins in British Odonata. *Global Change Biology* 11, 502-506.

Hickling, R., Roy, D.B., Hill, J.K., Fox, R. & Thomas, C.D. (2006): The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global Change Biology* 12 (3), 450-455.

Hill, J. K., Thomas, C. D. & Huntley B. (1999): Climate and habitat availability determine 20th century changes in a butterfly's range margin. *Proceedings of the Royal Society B – Biological Sciences*, 266 (1425), 1197–1206.

Holtmann, L., Kerler, K., Wolfgart, L., Schmidt, C. & Fartmann, T. (2019): Habitat heterogeneity determines plant species richness in urban stormwater ponds. *Ecological Engineering*, 138, 434–443.

Huston, M. (1979): A general hypothesis of species-diversity. *American Naturalist*, 113 (1), 81–101.

Infoflora (2022): Das nationale Daten- und Informationszentrum der Schweizer Flora. Online unter: Infoflora.ch

Kendall, L.K., Rader, R., Gagic, V., Cariveau, D.P., Albrecht, M., Baldock, K.C.R. & Bartomeus, I. (2019): Pollinator size and its consequences: Robust estimates of body size in pollinating insects. *Ecology and Evolution*, 9(4), 1702-1714.

Kiehl, K. (2019): Kalkmagerrasen. In: Kollmann, J., Kirmer, A., Tischew, S., Hölzel, N. & Kiehl, K.: *Renaturierungsökologie*. Springer Spektrum, Berlin.

Klein, A.-M., Vaissière, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C. & Tscharntke, T. (2007): Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B – Biological Sciences*, 274 (1608), 303–313.

Koh, L. P., Dunn, R. R., Sodhi, N. S., Colwell, R. K., Proctor, H. C. & Smith, V. S. (2004): Species coextinctions and the biodiversity crisis. *Science*, 305, 1632–1634.

Lausch, A., Blaschke, T., Haase, D., Herzog, F., Syrbe, R.U., Tischendorf, L., Walz, U., (2015): Understanding and quantifying landscape structure - A review on relevant process characteristics, data models and landscape metrics. *Ecol. Modell.*, 295, 31–41.

Lázaro, A., Müller, A., Ebmer, A.W., Dathe, H.H., Scheuchl, E., Schwarz, M., Risch, S., Pauly, A., Devalez, J., Tscheulin, T., Gómez-Martínez, C., Papas, E., Pickering, J., Waser, N.M. & Petanidou, T. (2021): Impacts of beekeeping on wild bee diversity and pollination networks in the Aegean Archipelago. *Ecography*, 44, 1353-1365.

Leonhardt, S.D., Gallai, N., Garibaldi, L.A., Kuhlmann, M., & Klein, A. (2013): Economic gain, stability of pollination and bee diversity decrease from southern to northern Europe. *Basic and Applied Ecology*, 14(6), 461–471.

Lindström, S., Herbertsson, L., Rundlöf, M., Bommarco, R., & Smith, H.G. (2016): Experimental evidence that honeybees depress wild insect densities in a flowering crop. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1843), 20161641.

Löffler, F. & Fartmann, T. (2017): Effects of landscape and habitat quality on Orthoptera assemblages of pre-alpine calcareous grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 248, 71–81.

Losey, J. E., Vaughan, M. (2006): The economic value of ecological services provided by insects. *BioScience*, 56, 311–323.

Maclean, I.M.D. & Wilson, R.J. (2011): Recent ecological responses to climate change support predictions of high extinction risk. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108, 12337–12342.

Magnes, M., Willner, W., Janišová, M., Mayrhofer, H., Khouri, E., Berg, C., Kuzemko, A., Kirschner, P., Guarino, R., Rötzer, H., Belonovskaya, E., Berastegi, A., Biurrun, I., García-Mijangos, I., Mašić, E., Dengler, J. & Dembiczy, I. (2021): Xeric grasslands of the inner-alpine dry valleys of Austria – new insights into syntaxonomy. *Diversity and ecology*, 2, 133-157.

Magrach, A., González-Varo, J.P., Boiffier, M., Vilà, M., & Bartomeus, I. (2017): Honeybee spillover reshuffles pollinator diets and affects plant reproductive success. *Nature Ecology and Evolution*, 1(9), 1299–1307.

MeteoSchweiz (2022): Klimanormwerte Sta. Maria, Val Müstair - Normperiode 1991–2020. Bundesamt für Meteorologie und Klimatologie MeteoSchweiz, Zürich.

Meyer, S., Unternährer, D., Arlettaz, R., Humber, J.-Y. & Menz, M.H.M. (2017): Promoting diverse communities of wild bees and hoverflies requires a landscape approach to managing meadows. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 239, 376-384.

Michener, C.D. (1979): Biogeography of the bees. *Ann. Mo. Bot. Gard.*, 66, 277–347.

Microsoft Corporation. (2018). Microsoft Excel. Online unter: <https://office.microsoft.com/excel>

Moritz, S. & Bartz-Beielstein, T. (2017): imputeTS: Time Series Missing Value Imputation in R. *The R Journal*, 9(1), 207–218.

Morris, E.K., Caruso, T., Buscot, F., Fischer, M., Hancock, C., Maier, T.S., Meiners, T., Müller, C., Obermaier, E., Prati, D., Socher, S.A., Sonnemann, I., Wäschke, N., Wubet, T., Wurst, S. & Rillig, M.C. (2014): Choosing and using diversity indices: insights for ecological applications from the German Biodiversity Exploratories. *Ecology and Evolution*, 4(18): 3514–3524.

Murrell, P. (2005): R Graphics. Chapman & Hall/CRC Press.

Nijssen, M. E., WallisDeVries, M. F. & Siepel, H. (2017): Pathways for the effects of increased nitrogen deposition on fauna. *Biological Conservation* 2012, 423–431.

Ohlemüller, R., Anderson, B.J., Araujo, M.B., Butchart, S.H.M., Kudrna, O., Ridgely, R.S. & Thomas, C.D. (2008): The coincidence of climatic and species rarity: high risk to small-range species from climate change. *Biology Letters*, 4, 568–572.

Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., Durand, S., Evangelista, H., FitzJohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M., Lahti, L., McGlenn, D., Ouellette, M., Ribeiro Cunha, E., Smith, T., Stier, A., Ter Braak, C. & Weedon, J. (2022): vegan: Community Ecology Package. R package version 2.6-4, online unter: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Ott, J. (2010): Dragonflies and climatic change – recent trends in Germany and Europe. *BioRisk* 5, 253-286.

Parmesan, C. & Yohe, G. (2003): A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421, 37–42.

- Peterson, Jason H., & Roitberg, B. D. (2006): Impacts of flight distance on sex ratio and resource allocation to offspring in the leafcutter bee, *Megachile rotundata*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 59(5), 589–596.
- Potts, S.G., V. Imperatriz-Fonseca, H.T. Ngo, M.A. Aizen, J.C. Biesmeijer, T.D. Breeze, L.V. Dicks, L.A. Garibaldi, R. Hill, J., Settele & A.J. Vanbergen (2016): Safeguarding pollinators and their values to human well-being. *Nature*, 540, 220–229.
- Poschlod, P. & Wallis De Vries, M.F. (2002): The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands—lessons from the distant and recent past. *Biol. Conserv.*, 104, 361–376.
- Poniatowski, D., Münsch, T., Helbing, F. & Fartmann, T. (2020): Arealveränderungen mitteleuropäischer Heuschrecken als Folge des Klimawandels. *Natur und Landschaft* 93 (12), 553-561.
- Pounds, J.A., Bustamante, M.R., Coloma, L.A., Consuegra, J.A., Fogden, M.P., Foster, P.N., La Marca, E., Masters, K.L., Merino-Viteri, A., Puschendorf, R., Ron, S.R., Sanchez-Azofeifa, G.A., Still, C.J. & Young, B.E. (2006): Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature*, 439, 161–167.
- Prévosto, B., Kuiters, L., Bernhardt-Römermann, M., Dölle, M., Schmidt, W., Hoffmann, M., Van Uytvanck, J., Bohner, A., Kreiner, D., Stadler, J. (2011): Impacts of Land Abandonment on Vegetation: Successional Pathways in European Habitats. *Folia Geobot.*, 46, 303–325.
- Rabitsch, W., Winter, M., Kühn, E., Kühn, I., Götul, M., Essl, F. & Gruttke, H. (2011): Auswirkungen des rezenten Klimawandels auf die Fauna in Deutschland. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, 98, 1–265.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin III, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H., Nykvist, B., de Wit, C., Hughes, T., Van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P., Costanza, R., Svedin, U. & Foley, J. (2013): A safe operating space for humanity. *Nature*, v.461, 472-475.
- Ropars, L., Dajoz, I., Fontaine, C., Muratet, A., & Geslin, B. (2019): Wild pollinator activity negatively related to honey bee colony densities in urban context. *PLOS ONE*, 14(9), e0222316.
- Roulston, T.H. & Cane, J.H. (2000): The Effect of Diet Breadth and Nesting Ecology on Body Size Variation in Bees (Apiformes). *Journal of the Kansas Entomological Society*, 73(3), 129-142.
- Roulston, T.H., Smith, S.A. & Brewster, A. (2007): A Comparison of Pan Trap and Intensive Net Sampling Techniques for Documenting a Bee (Hymenoptera: Apiformes) Fauna. *Journal of the Kansas Entomological Society*, 80(2), 179-181.

Schmid-Egger, C. (1995): Die Eignung von Stechimmen (Hymenoptera: Aculeata) zur natur-schutzfachlichen Bewertung am Beispiel der Weinbergslandschaft im Enztal und im Stromberg (nordwestliches Baden-Württemberg). Cuvillier Verlag, Göttingen, 235 pp.

Schmid-Egger, C. (1999): Tips zum sammeln von Stechimmen. *Bembix*, 12, 34-38.

Schwarz, M. (2014): Bienen, Wespen und Ameisen – eine Übersicht über heimische Hautflügler (Hymenoptera) sowie praktische Tipps für angehende Hymenopterologen. *Entomologica Austriaca*, 21, 153-207.

Shapiro, L.H., Tepedino, V.J. & Minckley, R.L. (2014): Bowling for bees: optimal sample number for “bee bowl” sampling transects. *J Insect Conserv*, 18, 1105–1113.

Shavit, O., Dafni, A., & Néeman, G. (2009): Competition between honeybees (*Apis mellifera*) and native solitary bees in the Mediterranean region of Israel—Implications for conservation. *Israel Journal of Plant Sciences*, 57(3), 171–183.

Slowikowski, K. (2023): ggrepel: Automatically Position Non-Overlapping Text Labels with 'ggplot2'. R package version 0.9.3. Online unter: <https://github.com/slowkow/ggrepel>.

Speight, M. R., Hunter, M. D., Watt, A. D. (2008): *Ecology of Insects. Concepts and Applications*. Wiley-Blackwell, Chichester.

Sutter, L., Herzog, F., Dietemann, V., Charrière, J. D., & Albrecht, M. (2017): Nachfrage, Angebot und Wert der Insektenbestäubung in der Schweizer Landwirtschaft. *Agrarforschung Schweiz*, 8, 332-339.

Sutton, M.A., Mason, K.E., Sheppard, L.J., Sverdrup, H., Haeuber, R. & Hicks, W.K. (2014): *Nitrogen Deposition Critical Loads and Biodiversity*. Dordrecht, Springer.

Streitberger, M., Ackermann, W., Fartmann, T., Kriegel, G., Ruff, A., Balzer, S. & Nehring, S. (2016a): Artenschutz unter Klimawandel: Perspektiven für ein zukunftsfähiges Handlungskonzept. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, 147, 1–367.

Streitberger, M., Jedicke, E. & Fartmann, T. (2016b): Auswirkungen des rezenten Klimawandels auf die Biodiversität in Mittelgebirgen – eine Literaturstudie zu Arten und Lebensräumen. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 48 (2): 37–45.

Swisstopo (2023): *Karten der Schweiz - GeoCover, Lithologie 500, Gesteinsgruppen 500*. Bundesamt für Landestopografie, Wabern.

Termaat, T., van Strien, A.J., van Gunsven, R.H.A., Knijf, G., de Bjelke, U., Burbach, K., Conze, K.-J., Goffart, P., Hepper, D., Kalkman, V.J., Motte, G., Prins, M., Prunier, F., Sparrow, D., van den Top, G.G., Vanappelghem, C., Winterholler, M. & WallisDeVries, M.F. (2019): Distribution trends of European dragonflies under climate change. *Diversity and Distributions* 25, 936-950.

Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beamont, L.J., Collingham, Y.C., Erasmus, B.F.N., Ferreira de Siquiera, M., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A.S., Midgley, G.F., Miles, L., Ortega-Huerta, M.A., Peterson, A.T., Phillips, O.L. & Williams, S.E. (2004): Extinction risk from climate change. *Nature*, 427, 145–148.

Thomas, C.D., Franco, A.M.A. & Hill, J.K. (2006): Range retractions and extinction in the face of climate warming. *Trends in Ecology & Evolution*, 21, 415–416.

Thackeray, S.J., Sparks, T.H., Frederiksen, M., Burthe, S., Bacon, P.J., Bell, J.R., Botham, M.S., Brereton, T.M., Bright, P.W., Carvalho, L., Clutton-Brock, T., Dawson, A., Edwards, M., Elliott, J.M., Harrington, R., Johns, D., Jones, I.D., Jones, J.T., Leech, D.I., Roy, D.B., Scott, W.A., Smith, M., Smithers, R.J., Winfield, I.J. & Wanless, S. (2010) Trophic level asynchrony in rates of phenological change for marine, freshwater and terrestrial environments. *Global Change Biology*, 16, 3304–3313.

Torné-Noguera, A., Rodrigo, A., Osorio, S., & Bosch, J. (2016): Collateral effects of beekeeping: Impacts on pollen-nectar resources and wild bee communities. *Basic and Applied Ecology*, 17(3), 199–209.

Twerd, L., & Sobieraj-Betlińska, A. (2020): Wild bee (Apiformes) communities in contrasting habitats within agricultural and wooded landscapes: implications for conservation management. *Agricultural and Forest Entomology*, 22(4), 358–372.

Vieira, L.C., Oliveira, N. G. & Gayubo S. F. (2011): On the use of Apiformes and Spheciformes (Insecta: Hymenoptera) populations as a management tool. *Biodivers Conserv*, 20, 519–530

Vitousek, P.M., Aber, J.D., Howarth, R.W., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H. & Tilman, D.G. (1997): Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecol. Appl.*, 7, 737–750.

Wagner, D. L. (2020): Insect declines in the Anthropocene. *Annual Review of Entomology*, 65, 457–480.

Warren, M. S., Hill, J. K., Thomas, J. A., Asher, J., Fox, R., Huntley, B., Roy, D. B., Telfer, M. G., Jeffcoate, S., Harding, P., Jeffcoate, G., Willis, S. G., Greatorex-Davies, J. N., Moss, D., Thomas, C. D. (2001): Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature*, 414 (6859), 65–69.

Westrich, P. (1996): Habitat requirements of central European bees and the problems of partial habitats. In Matheson A., Buchmann S.L., O'Toole C., Westrich P. & Williams I.H. (eds): *The Conservation of Bees*. Academic Press, London, pp. 1–16.

Westrich, P. (2019): *Die Wildbienen Deutschlands*. 2. Auflage. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 1700 S.

Wickham, H. (2016): *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. Online unter: <https://ggplot2.tidyverse.org>

Wickham, H. (2007): Reshaping Data with the reshape Package. *Journal of Statistical Software*, 21(12), 1–20. Online unter: <http://www.jstatsoft.org/v21/i12/>

Wickham, H. & Bryan, J. (2023): *readxl: Read Excel Files*. Online unter: <https://readxl.tidyverse.org>

Wickham, H., François, R., Henry, L., Müller, K. & Vaughan, D. (2023): *dplyr: A Grammar of Data Manipulation*. R package version 1.1.4. Online unter: <https://github.com/tidyverse/dplyr>

Widmer, I., Mühlethaler, R., Baur, B., Gonseth, Y., Guntern, J., Klaus, G., Knop, E., Lachat, T., Moretti, M., Pauli, D., Pellisier, L., Sattler, T. & Altermatt, F. (2021): Insektenvielfalt in der Schweiz: Bedeutung, Trends, Handlungsoptionen. *Swiss Academics Reports*, 16(9).

Williams, N.M., & Kremen, C. (2007): Resource distributions among habitats determine solitary bee offspring production in a mosaic landscape. *Ecological Applications*, 17(3), 910–921.

Williams, N.M., Minckley, R.L. & Silveira, F. A. (2001): Variation in native bee faunas and its implications for detecting community changes. *Conservation Ecology*, 5(1), 7. Online unter: <http://www.consecol.org/vol5/iss1/art7/>

Williams, N.M., & Tepedino, V.J. (2003). Consistent mixing of near and distant resources in foraging bouts by the solitary mason bee *Osmia lignaria*. *Behavioral Ecology*, 14(1), 141–149.

Willigalla, C. & Fartmann, T. (2012): Patterns in the diversity of dragonflies (Odonata) in cities across Central Europe. *European Journal of Entomology*, 109 (2), 235–245.

Wilson, J.S., Griswold, T. & Messinger, O.J. (2008): Sampling Bee Communities (Hymenoptera: Apiformes) in a Desert Landscape: Are Pan Traps Sufficient? *Journal of the Kansas Entomological Society*, 81(3), 288-300.

Wilson, J. D., Morris, A. J., Arroyo, B. E., Clark, S. C., Bradbury, R. B. (1999): A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 75 (1/2), 13–30.

Zurbuchen, A., Cheesman, S., Klaiber, J., Müller, A., Hein, S., & Dorn, S. (2010): Long foraging distances impose high costs on offspring production in solitary bees. *Journal of Animal Ecology*, 79(3), 674–681.

Zurbuchen, A., Landert, L., Klaiber, J., Müller, A., Hein, S., & Dorn, S. (2010): Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. *Biological Conservation*, 143(3), 669–676.

10 Anhang

Anhangsverzeichnis

Anhang A - Aufnahmezeiten	54
Anhang B – Artenliste Wildbienen	54
Anhang C – Artenliste Blühpflanzen	56
Anhang D – R-Skripte	Datenträger
Anhang E – Rohdaten/R-Importe	Datenträger

Die Anhänge D und E sind auf dem beigefügten Datenträger enthalten.

Anhang A – Aufnahmezeiten

Durchgang	Fläche 1	Fläche 2	Fläche 3	Fläche 4	Fläche 5	Fläche 6	Fläche 7	Fläche 8	Fläche 9
1	07.06.2022	08.06.2022	09.06.2022	09.06.2022	10.06.2022	10.06.2022	13.06.2022	11.06.2022	12.06.2022
2	15.07.2022	16.07.2022	20.07.2022	20.07.2022	17.07.2022	16.07.2022	18.07.2022	18.07.2022	19.07.2022
3	01.08.2022	01.08.2022	03.08.2022	03.08.2022	02.08.2022	02.08.2022	05.08.2022	04.08.2022	04.08.2022
4	16.08.2022	16.08.2022	21.08.2022	21.08.2022	22.08.2022	22.08.2022	24.08.2022	23.08.2022	23.08.2022

Anhang B – Artenliste Wildbienen (Abundanzdaten)

Artname	Fläche 1	Fläche 2	Fläche 3	Fläche 4	Fläche 5	Fläche 6	Fläche 7	Fläche 8	Fläche 9
<i>Andrena agilissima</i>						1	1		
<i>Andrena alfenella</i>				1		1			
<i>Andrena anthracis</i>								1	
<i>Andrena bicolor</i>			1						
<i>Andrena denticulata</i>								1	
<i>Andrena marginata</i>						1	3		
<i>Andrena minutula</i>				3					2
<i>Andrena minutuloides</i>			2						
<i>Andrena nigroaenea</i>					1				
<i>Andrena ovatula</i>						2			
<i>Anthidium oblongatum</i>								1	
<i>Anthidium strigatum</i>			1		1			1	
<i>Anthophora aestivalis</i>		1							
<i>Bombus barbutellus</i>									2
<i>Bombus bohemicus</i>									1
<i>Bombus cryptarum</i>				1					
<i>Bombus hortorum</i>							2	1	
<i>Bombus humilis</i>	2	11	6	4	5	1	19	14	3

Artname	Fläche 1	Fläche 2	Fläche 3	Fläche 4	Fläche 5	Fläche 6	Fläche 7	Fläche 8	Fläche 9
<i>Bombus lapidarius</i>	2	4	2	6	9	6	6	3	3
<i>Bombus magnus</i>	1								
<i>Bombus mesomelas</i>			2	7	1	1	3	1	
<i>Bombus mucidus</i>				1					
<i>Bombus pascuorum</i>	5	1	2	1	1		1	1	1
<i>Bombus pratorum</i>			2				1		
<i>Bombus ruderarius</i>	1	1		1			1		
<i>Bombus rupestris</i>									1
<i>Bombus sicheli</i>				1					
<i>Bombus soroeensis</i>	1	1	9	2	9	2	8	2	4
<i>Bombus subterraneus</i>			3		1				
<i>Bombus sylvarum</i>	5		7	8	2	2			
<i>Bombus terrestris-Gruppe</i>								1	1
<i>Bombus wurflenii</i>	4				1	2			2
<i>Ceratina cyanea</i>					2		1	1	
<i>Chelostoma campanularum</i>					1				
<i>Chelostoma florissomne</i>			1	4				1	
<i>Chelostoma rapunculi</i>	1								
<i>Halictus confusus</i>									2
<i>Halictus maculatus</i>		3	1		1	1		1	6
<i>Halictus simplex</i>					2	1	2		2
<i>Halictus tumulorum</i>	2	4	1	3	2		9	4	3
<i>Heriades truncorum</i>			1			1		1	
<i>Hylaeus angustatus</i>				1					
<i>Hylaeus communis</i>	3	1		4		2	1	1	
<i>Hylaeus confusus</i>				2	1	1		1	
<i>Hylaeus gredleri</i>			1					1	1
<i>Hylaeus incongruus</i>					1				
<i>Hylaeus nivalis</i>							1		
<i>Hylaeus sinatus</i>			1			1			
<i>Lasioglossum albipes</i>		1		1	1				
<i>Lasioglossum brevicorne</i>					1				
<i>Lasioglossum cupromicans</i>							1		
<i>Lasioglossum fulvicorne</i>		1					1		
<i>Lasioglossum laevigatum</i>	1	1		1			1		
<i>Lasioglossum lativenrte</i>			1						
<i>Lasioglossum leucopus</i>			1						
<i>Lasioglossum leucozonium</i>					1			1	1
<i>Lasioglossum lissonotum</i>			1						
<i>Lasioglossum malachurum</i>							1		
<i>Lasioglossum morio</i>	1								
<i>Lasioglossum morio</i>	5	2		2	6	1	3	2	3
<i>Lasioglossum nitidulum</i>		1							
<i>Lasioglossum pygmaeum</i>					3				
<i>Megachile circumcincta</i>					1	1			

Artname	Fläche 1	Fläche 2	Fläche 3	Fläche 4	Fläche 5	Fläche 6	Fläche 7	Fläche 8	Fläche 9
<i>Megachile pyrenaica</i>					1				
<i>Melecta luctuosa</i>	1								
<i>Nomada armata</i>						1			
<i>Nomada braunsiana</i>						1			
<i>Nomada flavoguttata</i>				1					
<i>Nomada integra</i>					1				
<i>Osmia adunca</i>	2	1		1					
<i>Osmia anthocopoides</i>									1
<i>Osmia aurulenta</i>	1							1	
<i>Osmia claviventris</i>	1			2					1
<i>Osmia labialis</i>					1				
<i>Osmia leiana</i>								1	
<i>Osmia leucomelana</i>			1						
<i>Osmia loti</i>		1					1		
<i>Osmia mitis</i>									1
<i>Osmia mustelina</i>		1							
<i>Osmia parietina</i>							1		
<i>Osmia robusta</i>							1		
<i>Osmia tuberculata</i>	1								
<i>Panurgus banksianus</i>	1		9	15		1		13	
<i>Panurgus calcaratus</i>			1	3	1	3	1	4	2
<i>Sphecodes gibbus</i>	1								
<i>Sphecodes hyalinatus</i>									1
<i>Sphecodes longulus</i>		1							
<i>Sphecodes monilicornes</i>			1						
<i>Sphecodes niger</i>		6			1	1			4
<i>Sphecodes pellucidus</i>		2							
<i>Sphecodes puncticeps</i>									1
<i>Sphecodes rufiventris</i>		1							
<i>Spheodes geoffrellus</i>				1					

Anhang C – Artenliste Blühpflanzen (Präsenz/Absenz-Daten)

Fläche	Fläche 1	Fläche 2	Fläche 3	Fläche 4	Fläche 5	Fläche 6	Fläche 7	Fläche 8	Fläche 9
<i>Achillea millefolium</i>		X	X	X		X	X	X	X
<i>Achillea roseobalba</i>			X					X	X
<i>Acinos alpinus</i>		X	X						X
<i>Acinos arvensis</i>		X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Aconitum napellus</i>			X	X			X	X	
<i>Agrimonia eupatoria</i>	X		X		X		X	X	X
<i>Amaranthus retroflexus</i>					X	X	X		

Fläche	Fläche 1	Fläche 2	Fläche 3	Fläche 4	Fläche 5	Fläche 6	Fläche 7	Fläche 8	Fläche 9
<i>Anchusa officinalis</i>					X			X	
<i>Anthemis arvensis</i>					X				
<i>Anthericum liliago</i>	X	X							X
<i>Anthriscus sylvestris</i>			X	X			X	X	X
<i>Anthyllis montana</i>		X							
<i>Anthyllis vulneraria</i>		X			X	X	X	X	X
<i>Artemisia campestris</i>					X	X		X	
<i>Astragalos glycyphyllos</i>	X				X		X	X	X
<i>Bellis perennis</i>	X								
<i>Berberis vulgaris</i>	X	X	X	X	X	X	X		X
<i>Berula erecta</i>							X	X	X
<i>Campanula glomerata</i>					X	X	X	X	X
<i>Campanula rapunculoides</i>							X		
<i>Campanula rotundifolia</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Campanula trachelium</i>	X							X	
<i>Capsella bursa-pastoris</i>			X	X					
<i>Cardamine sp.</i>				X					
<i>Carduus defloratus</i>			X	X			X		X
<i>Carduus nutans</i>					X				
<i>Carlina acaulis</i>	X	X	X	X	X	X	X		X
<i>Carlina vulgaris</i>		X			X		X	X	
<i>Centaurea stoebe</i>	X	X			X	X	X	X	X
<i>Centaurea scabiosa</i>								X	X
<i>Cerastium arvense</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Cerastium fontanum</i>			X	X					
<i>Cirsium arvense</i>	X	X	X	X	X		X	X	X
<i>Cirsium ereopherum</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Cirsium vulgare</i>					X				
<i>Clinopodium alpinum</i>		X	X				X		X
<i>Clinopodium vulgare</i>	X	X	X	X	X		X		
<i>Colchicum autumnale</i>								X	
<i>Convolvulus arvensis</i>	X								X
<i>Coronilla varia</i>	X	X			X		X	X	X
<i>Corydalis cava</i>			X	X		X			
<i>Crepis biennis</i>	X			X				X	
<i>Crepis foetida</i>				X					
<i>Crepis setosa</i>	X		X	X					
<i>Cruciata laevipes</i>	X		X	X	X		X		X
<i>Cuscuta epithimum</i>	X	X	X		X		X		
<i>Custcuta europaea</i>				X					
<i>Dianthus deltoides</i>	X	X	X		X	X	X	X	X
<i>Dianthus sylvestris</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Diplotaxis tenuifolia</i>				X					
<i>Echium vulgare</i>	X	X	X		X	X	X	X	X
<i>Epilobium angustifolium</i>				X					X

Fläche	Fläche 1	Fläche 2	Fläche 3	Fläche 4	Fläche 5	Fläche 6	Fläche 7	Fläche 8	Fläche 9
<i>Erigeron alpinus</i>		X			X		X		X
<i>Erysimum rhaeticum</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Euphorbia cyparissias</i>									X
<i>Euphrasia officinalis</i>			X	X	X		X	X	
<i>Euphrasia stricta</i>					X				
<i>Fragaria vesca</i>	X	X		X	X	X	X		X
<i>Galeopsis ladanum</i>		X							
<i>Galeopsis tetrahit</i>	X				X	X	X		
<i>Galium album</i>		X		X					
<i>Galium lucidum</i>		X			X				
<i>Galium mollugo</i>			X						
<i>Galium pumilum</i>		X		X					
<i>Galium verum</i>	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Gechoma hederacea</i>	X		X						
<i>Geranium purpureum</i>			X						X
<i>Geranium pusillum</i>				X		X	X		
<i>Geranium robertianum</i>		X			X				
<i>Geranium sylvaticum</i>			X		X		X		X
<i>Helianthemum nummularium</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Hieracium murorum</i>									X
<i>Hieracium pilosella</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Hippocrepis comosa</i>					X		X		
<i>Hypericum perforatum</i>	X		X	X	X	X	X	X	X
<i>Hypochaeris maculata</i>			X	X	X			X	X
<i>Hypochaeris radicata</i>	X								
<i>Lactuca muralis</i>	X								
<i>Lactuca perennis</i>		X							
<i>Lamium album</i>			X						
<i>Lapsana communis</i>		X				X			
<i>Lathyrus pratensis</i>			X		X				
<i>Lathyrus sylvestris</i>				X			X	X	
<i>Leontodon hispidus</i>			X	X	X		X	X	X
<i>Leucanthemum vulgare</i>			X	X				X	X
<i>Linaria angustissima</i>	X	X							
<i>Linaria repens</i>			X	X	X				X
<i>Linaria vulgaris</i>	X	X			X				X
<i>Lotus corniculatus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Lotus hispidus</i>		X			X	X	X	X	X
<i>Malva neglecta</i>	X			X		X			
<i>Medicago falcata</i>	X	X	X		X	X	X	X	X
<i>Medicago lupulina</i>						X			X
<i>Medicago minima</i>					X				
<i>Melampyrum sylvaticum</i>								X	X
<i>Mentha longifolia</i>			X	X				X	
<i>Myosotis arvensis</i>				X					

Fläche	Fläche 1	Fläche 2	Fläche 3	Fläche 4	Fläche 5	Fläche 6	Fläche 7	Fläche 8	Fläche 9
<i>Onobrychis arenaria</i>									X
<i>Ononis spinosa</i>						X		X	
<i>Onopordum acanthium</i>		X		X		X	X	X	
<i>Orobanche alba</i>						X			
<i>Orobanche gracilis</i>							X		X
<i>Petrorhagia saxafraga</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Phyteuma betonicifolium</i>		X	X	X	X	X	X		X
<i>Phyteuma orbiculare</i>		X	X	X					
<i>Pilosella aurantiaca</i>						X	X		X
<i>Pimpinella saxifraga</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Plantago serpentina</i>					X			X	
<i>Plantago major</i>		X	X	X	X	X		X	X
<i>Plantago media</i>	X	X	X					X	X
<i>Plantago minor</i>		X		X	X	X	X	X	
<i>Polygala alpestris</i>						X			
<i>Potentilla argentea</i>	X	X	X	X	X		X	X	X
<i>Potentilla erecta</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Prunella grandiflora</i>		X	X		X	X		X	X
<i>Ranunculus acris</i>			X						
<i>Ranunculus bulbosus</i>			X	X	X	X	X	X	X
<i>Ranunculus repens</i>	X						X	X	X
<i>Rosa rubiginosa</i>		X			X		X	X	X
<i>Rosa spinosissima</i>							X		
<i>Rumex acetosa</i>				X	X	X	X	X	X
<i>Rumex scutatus</i>		X			X		X		
<i>Salvia pratense</i>	X	X				X	X	X	X
<i>Sanguisorba minor</i>							X		X
<i>Saponaria ocymoides</i>	X	X		X	X		X	X	X
<i>Saxifraga paniculata</i>		X							
<i>Scabiosa atropurpurea</i>									X
<i>Scabiosa columbaria</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Sedum alpestre</i>		X		X	X	X	X	X	X
<i>Sedum acre</i>		X				X	X		X
<i>Sedum album</i>		X					X		
<i>Sedum montanum</i>	X	X					X		
<i>Sedum rupestre</i>		X			X	X	X		X
<i>Sempervivum arachnoideum</i>	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Sempervivum montanum</i>						X	X		X
<i>Silene latifolia</i>									X
<i>Silene latifolia</i>								X	
<i>Silene nutans</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Silene vulgaris</i>		X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Stachys recta</i>		X							
<i>Stellaria graminea</i>								X	
<i>Taraxacum sect. Ruderalia</i>			X	X		X	X	X	X

Fläche	Fläche 1	Fläche 2	Fläche 3	Fläche 4	Fläche 5	Fläche 6	Fläche 7	Fläche 8	Fläche 9
<i>Thalictrum minus</i>									X
<i>Thesium alpinum</i>						X			
<i>Thesium linophyllum</i>		X			X		X		
<i>Thymus pulegioides</i>		X						X	X
<i>Thymus serpyllum</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Thymus vulgaris</i>				X					
<i>Torilis japonica</i>	X								
<i>Trifolium alpestre</i>	X	X	X	X	X	X	X		X
<i>Trifolium arvense</i>	X	X	X		X	X	X	X	X
<i>Trifolium campestre</i>	X				X				
<i>Trifolium montanum</i>	X	X			X	X	X	X	X
<i>Trifolium pallescens</i>			X	X					
<i>Trifolium pratense</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Trifolium repens</i>	X	X	X	X	X		X	X	X
<i>Trifolium thalii</i>			X						
<i>Urtica dioica</i>			X	X		X	X	X	
<i>Urtica urens</i>			X			X	X		
<i>Valeriana officinalis</i>	X								
<i>Verbascum lychnitis</i>	X	X	X	X	X		X	X	X
<i>Verbascum nigrum</i>								X	
<i>Verbascum pulverulentum</i>		X							
<i>Verbena officinalis</i>				X					
<i>Veronica chamaedrys</i>	X		X		X		X		
<i>Veronica fruticans</i>	X	X	X	X				X	X
<i>Veronica officinalis</i>					X	X	X	X	X
<i>Veronica prostrata</i>					X	X	X	X	X
<i>Vicia cracca</i>	X		X		X		X	X	X
<i>Vicia sepium</i>			X						
<i>Viola arvensis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Viola lutea</i>			X	X					
<i>Viola tricolor</i>		X	X			X			

11 Selbstständigkeitserklärung

Ich versichere, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt und die allgemeinen Prinzipien wissenschaftlicher Arbeit und Veröffentlichungen, wie sie in den Leitlinien guter wissenschaftlicher Praxis der Carl von Ossietzky Universität Oldenburg festgelegt sind, befolgt habe.

Unterschrift

Ort, Datum