

Zur Ressourcennutzung von Wildbienen (Hymenoptera, Apoidea) in beweideten und unbeweideten Sand-Ökosystemen

von Marion Beil und Anselm Kratochwil

Abstract

Resource utilisation by wild bees (Hymenoptera, Apoidea) in grazed and ungrazed sand-ecosystems

In a sand-ecosystem (*Allio-Stipetum* complex) situated in the nature reserve "Griesheimer Düne und Eichwäldchen" (Darmstadt) influences of sheep grazing on wild-bee coenosis and on their food resources were studied. A three-year study (following initial grazing) comparing vegetation on grazed and ungrazed areas shows a significant increase of some plant species used by wild bees as well as an increase of *Calamagrostis epigejos* in ungrazed areas. Even after three years, grazed and ungrazed areas hardly show any difference concerning their flowering phenology. Concerning their species and abundance, there are also no significant differences between wild-bee species on grazed and ungrazed areas. However, according to a more detailed analysis, grazed older sand dune complexes show significantly higher numbers of wild-bee species than younger ones, the latter having previously been exposed to severe anthropogenic impact. According to a Detrended and Canonical Correspondence Analysis, the species composition of wild bees on the specific grid areas depends on the pollen and nectar resources available, whereas, in the present vegetation stage, grazing and non-grazing factors do not play any role. Some species (e.g. *Centaurea stoebe*) are characterised by a correlation between increasing resources and increasing numbers of wild-bee species. Patchy sheep grazing on small areas for a limited time starting at the beginning of July has not caused any impact on the

wild-bee community. On the contrary, grazing produces nesting sites of bare ground for endogeeic wild-bee species, promotes important pollen and nectar resources on the one hand and prevents the further succession of mono-dominant grass species (e.g. *Calamagrostis epigejos*) on the other.

1 Einführung

Aufgrund ihrer Bestäubungsfunktionen vieler Wild- und Kulturpflanzenarten (CORBET et al. 1991; BATRA 1995; TSCHARNTKE 1998) nehmen Wildbienen die Rolle von „key-stone-species“ ein (KRATOCHWIL & SCHWABE 2001; KRATOCHWIL 2003); ihr Verlust kann einschneidende Konsequenzen für das Ökosystem haben. Die mittlerweile u. a. durch Habitatfragmentierung, Änderung der Landnutzung und Einfluss der Landwirtschaft weltweit zu verzeichnenden Rückgänge verschiedenster Bestäubergruppen haben heute schon zu einer ernst zu nehmenden „Bestäubungskrise“ geführt (BUCHMANN & NABHAN 1996; ALLEN-WARDELL et al. 1997; KEARNS et al. 1998; CANE 2001).

Bisher wurden 547 Wildbienenarten (aus 40 Gattungen) in Deutschland nachgewiesen (WESTRICH & DATHE 1997). Drei Viertel dieser Arten (N = 413) sind Pollensammler, davon allein ein Drittel oligolektisch (N = 140), d. h. hinsichtlich ihrer Pollenquellen nur auf bestimmte Pflanzenarten, -gattungen oder -familien beschränkt (KRATOCHWIL 1984; WESTRICH 1989). Darüber hinaus sind viele Arten auch in Bezug auf ihre Nistplatzwahl hochspezialisiert (WESTRICH 1989).

Aufgrund dieser Ressourcen- und Requisiten-Spezialisierung haben etwa 70 % aller bei uns vorkommenden Wild-

bienenarten (N = 385) spezifische Lebensraum-Schwerpunkte. Allein 126 Arten können dabei mit Sandstandorten in Verbindung gebracht werden (23 % der Gesamtartenzahl) (KRATOCHWIL 2003). Solche Sandstandorte entstehen einerseits durch ehemalige oder rezente abiotische Prozesse (fluviatile Sanddepositionen durch Hochwasserereignisse, physikalische Dünenbildung durch Wind, Fließgewässer-bedingte Erosionen, Bildung von Abbruchkanten u. a.), andererseits – oft kleinräumig – durch biotische Prozesse (offene Bodenstellen durch den Tritt von Weidetieren, Schlafkuhlen, Weidepfade, Fraß, anthropogene Einflüsse u. a.).

Eine Erhaltung von Sand-Ökosystemen setzt auf Dauer einwirkende dynamisierende Faktoren voraus. Als ein wichtiger sukzessionsretardierender und standortstabilisierender Faktor wird die Beweidung angesehen (SCHWABE et al. 2002, 2004a, 2004b). Durch Beweidung können sich langfristig aber auch Nahrungsressourcen für Wildbienen quantitativ oder qualitativ verändern (CARVELL 2002), durch die Bildung offener Bodenstellen kann das Nistplatzangebot für endogäische Arten verbessert werden (STEFFAN-DEWENTER & TSCHARNTKE 2000; HOLSTEN 2003). Ein unmittelbarer negativer Effekt stellt die großflächige Reduzierung der vorhandenen Blüten-/Blütenstandsdichten nach einem intensiven Beweidungsgang dar (FRIEBEN 2003).

Folgende Fragen sollen im Rahmen dieser Untersuchung beantwortet werden:

- Welchen Einfluss hat eine Schafbeweidung auf Anzahl und Deckung der von Wildbienen regelmäßig als Nektar- und Pollenquelle genutzten Pflanzenarten (Vergleich 3 Jahre Beweidung/Nicht-Beweidung)?
- Bestehen Unterschiede in der Blühphänologie wichtiger Wildbienen-Ressourcen zwischen beweideten und nicht beweideten Flächen?
- Wie wirkt sich eine Schafbeweidung auf die Arten- und Individuenzahlen von Wildbienen aus?
- Welches sind die Leitarten unter den Wildbienen des untersuchten Sand-Vegetationsmosaiks?
- Welche Nahrungsressourcen werden von den Wildbienenarten am meisten

- genutzt?
- Hat die Zunahme einer Ressource einen Einfluss auf die Größe des Besucherspektrums an Wildbienenarten?
 - Nutzen die Wildbienenarten beweideter Flächen andere Ressourcen als die der unbeweideten?

2 Methoden

Die Untersuchungen fanden im Naturschutzgebiet „Griesheimer Düne“ (Darmstadt) innerhalb eines Vegetationsmosaiks des *Allio-Stipetum*-Komplexes statt. Die ab dem Jahr 2000 einsetzende Erstbeweidung eines Teils der Fläche durch eine Schafherde ermöglichte einen Vegetationsvergleich mit unbeweideten Bereichen. Als Grundlage für die Erfassung der Vegetation (2000-2002) und der Wildbienen-Zönose einschließlich ihrer wichtigsten Nahrungsressourcen (2002) diente ein rasterbezogenes, mittels Satellitenfunk-Navigation (GPS) georeferenziertes Netz von Markierungspunkten mit einem Abstand von 50 m (9 Rasterpunkte im beweideten, 9 im unbeweideten Bereich) (Abb. 1). Ergänzende Untersuchungen wurden auch im Gebiet des „Ehemaligen August-Euler-Flugplatzes“ (Darmstadt) in den Rasterflächen des Koelerion und des ruderalisierten Armerion durchgeführt (nähere Angaben zu den Gebieten und zur Vegetation s. ZEHM & ZIMMERMANN 2004; SCHWABE et al. 2004b).

Die Analyse der Vegetation (Artenzusammensetzung und Anzahl der Pflanzenarten, Anzahl der Kräuter bzw. Gräser, Deckung der Kräuter und Gräser, Vegetationshöhe, u. a.) erfolgte im Rahmen des Projektes „Sand-Ökosysteme im Binnenland: Dynamik und Restitution“ in einem Radius von 5 m um jeden Rasterpunkt (SCHWABE et al. 2004a, b). Die Erfassung der Blütenressourcen richtete sich nach der Methode von KRATOCHWIL (1984) in einem Radius von 8 m pro Rasterpunkt (Anzahl der Blüten bzw. der Blütenstände der 18 wichtigsten entomophilen Pflanzenarten im Gebiet, Aufnahme wöchentlich zwischen März und September 2002). Wildbienen wurden durch Abfangen per Kescher beim Blütenbesuch der jeweiligen Pflanzenart im Zeitraum vom 11.04. bis 07.09.2002 ebenfalls im 8 m-Radius erfasst. Die gesammelten Tiere wurden

im Labor präpariert und determiniert (BEIL 2003).

Die Beweidung im Jahr 2002 erfolgte nach dem System der Stoßbeweidung für je 1-2 Tage durch eine gemischte Skudden- und Moorschnuckenherde bestehend aus etwa 400 Tieren. Sie begann im östlichen Bereich der Griesheimer Düne mit den Rasterflächen G1, G2, H2 und H3 am 23.07.2002. Erst Mitte August (18.08.) wurden die weiter westlich gelegenen Flächen B4, C4 und D5 beweidet und abschließend am 31.08. begann die Schafbeweidung auf den Flächen B5 und B6 (Abb. 1).

Die Auswertung der Daten erfolgte über Varianzanalysen (ANOVA; SPSS für Windows). Gegenübergestellt wurden die beweideten (rote Rasterpunkte Abb. 1) und unbeweideten Flächen (grüne Rasterpunkte Abb. 1) (jeweils $n = 9$) bzw. die Kollektive „B4, B5, B6, C4“ (westlich gelegene beweidete Flächen), „G1, G2, H2, H3“ (östlich beweidete Flächen) und „F1, F2, E3, E4“ (unbeweidete Flächen). Zur Überprüfung der Varianzhomogenität diente der Levene-Test, z.T. unter Verwendung einer $\log(x+1)$ -Transformation. Signifikante Unterschiede zwischen den Flächen wurden mit dem Least-Significant-Difference-Test ermittelt. Die Entzerrte und die Kanonische Korrespondenzanalyse (DCA, CCA) wurden mit dem Programm PC Ord durchgeführt.

Aufgrund des Fehlens einer „Roten Liste der Wildbienen Hessens“ wurden die Listen von Baden-Württemberg (WESTRICH 1989; LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 2000) und Rheinland-Pfalz (SCHMID-EGGER et al. 1995) sowie die Rote Liste von Deutschland (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1998) ausgewertet. Der Begriff „Leitart“ wird im Folgenden für solche Arten verwendet, die als lokale Charakterarten für Sandgebiete eingestuft werden können (WESTRICH 1989; SAURE 1992; KRÜSS 1994; SCHMID-EGGER et al. 1995).

3 Ergebnisse

3.1 Vegetation

Die beweideten Flächen besitzen mit $47,1 \pm 1,7$ Arten eine signifikant höhere Artenzahl an Pflanzen (ANOVA; $F_{1,16} =$

$34,1$; $p < 0,001$) als die unbeweideten Flächen ($36,2 \pm 0,8$ Arten). Dasselbe gilt für die Artenzahl der Kräuter ($F_{1,16} = 25,3$; $p < 0,001$) mit $34,7 \pm 1,8$ Arten im beweideten Bereich gegenüber den unbeweideten Flächen ($25 \pm 0,6$) bzw. Artenzahl der Gräser, die sich ebenfalls mit $10,2 \pm 0,4$ Arten auf den beweideten Rasterpunkten signifikant von den unbeweideten Punkten ($8 \pm 0,6$ Arten) unterscheiden ($F_{1,16} = 8,5$; $p < 0,01$). Insbesondere die Zunahme krautiger Pflanzenarten, wie z.B. *Helichrysum arenarium*, belegt die auf längere Zeiträume hin sich positiv auf die Wildbienenressourcen auswirkenden Beweidungseffekte. Eine signifikante Zunahme von *Calamagrostis epigejos* ist in unbeweideten Bereichen feststellbar, einher geht mit der Monodominanz dieser Grasart ein signifikanter Rückgang der Pflanzenartenzahl (SCHWABE et al. 2004a).

Alle anderen getesteten Parameter wie Vegetationshöhe (ANOVA; $F_{1,16} = 2,27$; $p = \text{n.s.}$), Deckung der Kräuter ($F_{1,16} = 2,67$; $p = \text{n.s.}$) und Deckung der Gräser ($F_{1,16} = 0,35$; $p = \text{n.s.}$) zeigen keine signifikanten Unterschiede zwischen Beweidung und Nicht-Beweidung.

3.2 Blühphänologie

Die Abbildungen 2 und 3 zeigen die Blühphänologien der beweideten und unbeweideten Flächen. Der Vorfrühjahraspekt wird von *Potentilla tabernaemontani* dominiert, gefolgt von einer Frühjahrsphase ab Anfang April mit *Senecio vernalis* und *Euphorbia cyparissias*. Den Frühsommer prägt im Blühaspekt vor allem *Sedum acre* mit höherer Blütendichte vor allem im unbeweideten Bereich. In der darauf folgenden Sommerphase treten dann *Ononis repens*, *Centaurea stoebe*, *Thymus serpyllum* und *Berteroa incana* blühphänologisch in den Vordergrund. *Helianthemum nummularium* erreicht am Ende des Sommers die höchsten Blütenzahlen. Aufgrund des späten ersten Beweidungstermins Ende Juli sowie der mosaikartigen kleinräumigen Beweidungsintensität lassen sich keine unmittelbaren Einflüsse auf das Blütenangebot feststellen. Lediglich die absoluten Blütenzahlen einiger Arten unterscheiden sich: höhere Blüten-/Blütenstandszahlen z.B. von *Senecio vernalis*,

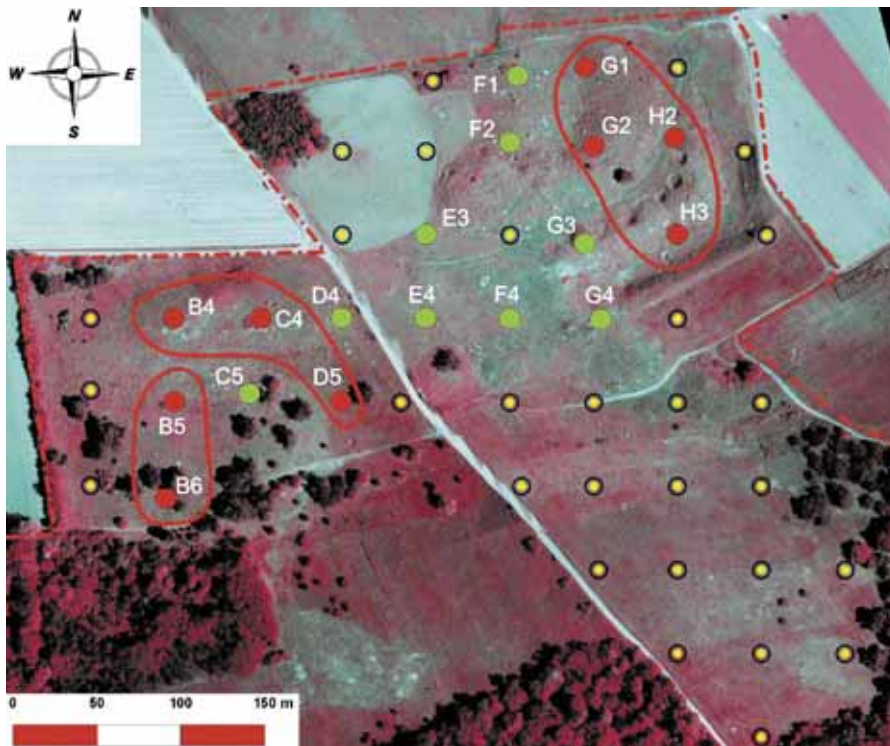


Abb. 1: Rasterflächen im Naturschutzgebiet „Griesheimer Düne und Eichwäldchen“ (Darmstadt); rot = beweidete Flächen, grün = unbeweidete Flächen.



Foto 1: Männchen der Blattschneiderbiene *Megachile maritima* (Kirby 1802). Die Art ist auf Sandgebiete beschränkt, die Weibchen zeigen im Gebiet eine Präferenz für *Ononis repens*, eine Art, die im Gebiet in den unbeweideten Bereichen höhere Deckungsgrade erreicht.



Foto 3: Männchen der Seidenbiene *Colletes fodiens* (Geoffroy in Fourcroy 1785) auf *Helichrysum arenarium*, das im Gebiet von den Weibchen fast ausschließlich als Pollenpflanze genutzt wird. *C. fodiens* hat einen Siedlungsschwerpunkt in Sandgebieten und wird als Asteraceen-oligolektisch eingestuft. *Helichrysum arenarium* nimmt bei einer Beweidung signifikant zu.



Foto 2: Weibchen der westpaläarktisch, mediterran-asiatisch verbreiteten Steppenbiene *Nomioides minutissimus* (Rossi 1790) an einer Blüte des Kali-Salzkrautes *Salsola kali* ssp. *tragus*. Die Steppenbiene ist eine Charakterart der Binnendünen; die Nester werden im lockeren Sand angelegt.

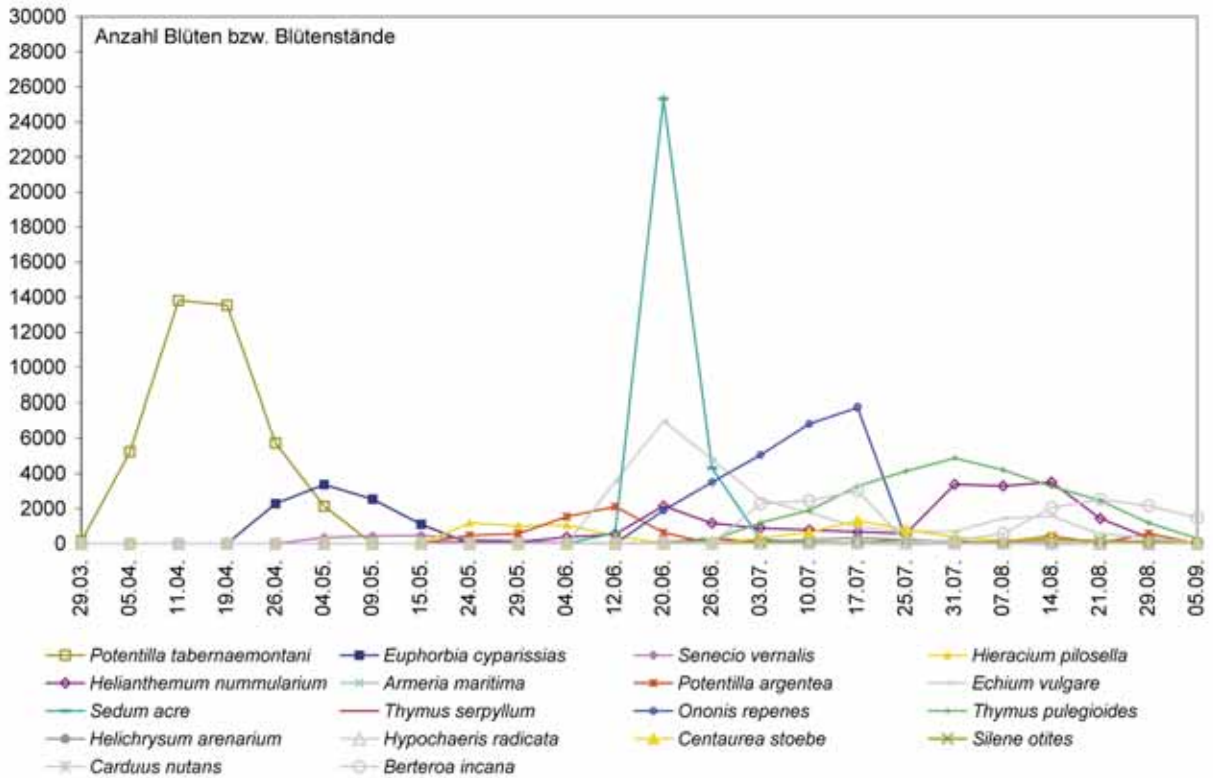


Abb. 2: Blühphänologie der von apoiden Hymenopteren im Untersuchungsgebiet schwerpunktmäßig aufgesuchten Pflanzenarten der beweideten Flächen (Beweidung am 23.07., 18.08. und 31.08.2002). Dargestellt sind die Daten der wöchentlichen Aufnahmen der Blüten-/Blütenstandszahlen pro Pflanzenart aller Rasterflächen. Die bei den jeweiligen Pflanzenarten gezählten Einheiten (Einzelblüten, Infloreszenzen, Synfloreszenzen 1. Ordnung) sind in der Tab. 2 aufgeführt.

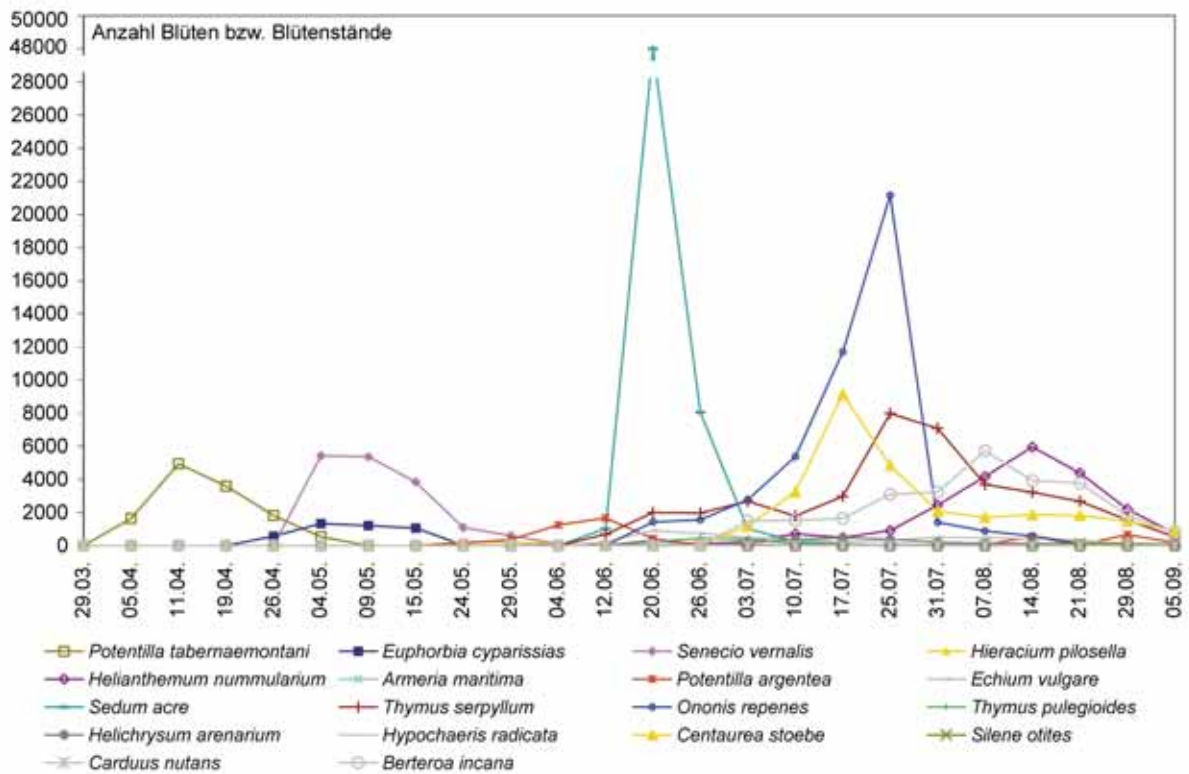


Abb. 3: Blühphänologie der Pflanzenarten der unbeweideten Flächen. Weitere Angaben s. Legende Abb. 2.

Sedum acre, *Ononis repens*, *Centaurea stoebe* und *Thymus serpyllum* auf den unbeweideten Flächen sowie *Echium vulgare* und *Thymus pulegioides* auf den beweideten.

3.3 Wildbienen

Im Gebiet wurden insgesamt 1062 Individuen erfasst, die 75 Arten angehören (s. Anhang). Als Leitarten des *Allio-Stipetum*-Komplexes treten auf: *Andrena pilipes* Fabricius 1781 – *nigrospina* Thomson 1872 (Übergangsform), *Dasygaster hirtipes*

(Fabricius 1793), *Halictus leucaheneus* (Ebmer 1972), *Halictus smaragdulus* Vachal 1895 und *Megachile maritima* (Kirby 1802) (Foto 1). Als eine Charakterart der Binnendünen zählt auch die Steppenbiene *Nomioides minutissimus* (Rossi 1790) (Foto 2).

Ein Vergleich der Artenzahlen zwischen beweideten (20,8 ± 2,7 Arten) und unbeweideten Flächen (15,9 ± 1,5 Arten) ergibt keine signifikanten Unterschiede (ANOVA; $F_{1,16} = 2,44$; $p = n.s.$), gleiches gilt auch für die Individuenzahlen mit 68,9 ± 14,5 Individuen im beweideten

bzw. 49,1 ± 7,8 Individuen im unbeweideten Bereich ($F_{1,16} = 1,45$; $p = n.s.$). Dennoch wurden auf den beweideten Flächen mit insgesamt 620 Individuen gegenüber 442 im unbeweideten Bereich deutlich mehr Tiere nachgewiesen; gleiches gilt auch für die Artenzahl (64 Arten auf beweideten und 48 Arten auf unbeweideten Rasterflächen). Der Anteil an Rote-Liste-Arten liegt im beweideten Teil des *Allio-Stipetum*-Komplexes bei 26 Arten (41 %), in den unbeweideten Flächen ebenfalls bei 26 Arten (54 %).

| | F-Wert | Westliche Flächen beweidet | Östliche Flächen beweidet | Östliche Flächen unbeweidet |
|--------------------------------|-----------------------|----------------------------|---------------------------|-----------------------------|
| Anzahl Individuen | $F_{2,9} = 8,72^{**}$ | 102,5 ± 17,2 ^a | 29,5 ± 4,2 ^b | 46 ± 13,7 ^b |
| Anzahl Arten | $F_{2,9} = 12,8^{**}$ | 28 ± 2,6 ^a | 14,0 ± 2,4 ^b | 14,8 ± 1,4 ^b |
| Anzahl Individuen ohne Hummeln | $F_{2,9} = 10,1^{**}$ | 78,2 ± 17,4 ^a | 17,7 ± 4,7 ^b | 21,2 ± 4,5 ^b |
| Anzahl Arten ohne Hummeln | $F_{2,9} = 11,2^{**}$ | 23,2 ± 2,2 ^a | 11,0 ± 2,8 ^b | 11,0 ± 0,7 ^b |

Tab. 1: Unterschiede der Arten- und Individuenzahlen von Wildbienen (mit und ohne Hummeln) der westlich gelegenen beweideten Flächen (B4, B5, B6, C4), der östlichen beweideten Flächen (G1, G2, H2, H3) und der unbeweideten Flächen (F1, F2, E3, E4): ANOVA; * = 0.05 ≥ p > 0.01; ** = 0.01 ≥ p > 0.001; *** = p ≤ 0.001. Gleiche Kleinbuchstaben kennzeichnen nicht signifikante Unterschiede zwischen den Flächen (Fisher's Least Significant Difference „LSD“). Dargestellte Werte sind arithmetische Mittel ± Standardfehler.

Die westlich gelegenen beweideten Flächen unterscheiden sich im Vorkommen und der Individuenzahl der Wildbienenarten signifikant von den östlichen beweideten und unbeweideten Flächen. Letztere hingegen zeigen im Vergleich untereinander keine signifikanten Unterschiede.

| Ressource (Pflanzenart) | Gezählte Einheiten | Blütenbesuche | Anzahl Bienenarten | Signifikanzniveau Zunahme beweidet | Signifikanzniveau Zunahme unbeweidet |
|-----------------------------------|--------------------|---------------|--------------------|------------------------------------|--------------------------------------|
| <i>Centaurea stoebe</i> | I | 241 | 18 | - | - |
| <i>Hieracium pilosella</i> | I | 149 | 12 | - | - |
| <i>Echium vulgare</i> | I | 113 | 20 | - | - |
| <i>Potentilla tabernaemontani</i> | E | 113 | 14 | - | - |
| <i>Ononis repens</i> | E | 98 | 13 | - | p = 0,03125 |
| <i>Berteroa incana</i> | S1 | 73 | 17 | - | - |
| <i>Thymus pulegioides</i> | I | 62 | 21 | - | - |
| <i>Thymus serpyllum</i> | I | 62 | 15 | - | - |
| <i>Sedum acre</i> | I | 39 | 17 | - | - |
| <i>Potentilla argentea</i> | E | 32 | 14 | - | - |
| <i>Helianthemum nummularium</i> | I | 17 | 9 | - | - |
| <i>Senecio vernalis</i> | S1 | 17 | 9 | p = 0,01563 | - |
| <i>Armeria maritima</i> | I | 12 | 8 | - | - |
| <i>Hypochaeris radicata</i> | I | 10 | 4 | p = 0,00007 | - |
| <i>Helichrysum arenarium</i> | I | 10 | 2 | p = 0,01563 | - |
| <i>Carduus nutans</i> | I | 9 | 4 | - | - |
| <i>Euphorbia cyparissias</i> | S1 | 4 | 4 | - | - |
| <i>Silene otites</i> | I | 1 | 1 | - | - |

Tab. 2: Anzahl Blütenbesuche und Anzahl Wildbienenarten, die an den berücksichtigten Pflanzenarten im Jahr 2002 festgestellt wurden. Angegeben sind ferner die im Rahmen der phänologischen Erfassung zugrundeliegenden gezählten Einheiten (E = Einzelblüte, I = Infloreszenz, S1 = Synfloreszenz 1. Ordnung) sowie das Signifikanzniveau derjenigen Arten, bei denen signifikante Unterschiede in der Deckung zwischen beweideten und unbeweideten Flächen im Zeitraum von 2000 bis 2002 nachgewiesen werden konnten (nach SCHWABE et al. 2004b).

Eine genauere Analyse der Wildbienen-Vorkommen zeigt Unterschiede zwischen dem westlichen beweideten Bereich (ältester ungestörter Dünenkomplex), dem östlichen beweideten Bereich (jüngerer in früherer Zeit stärker anthropogen gestörter Bereich) und den östlichen unbeweideten Flächen, die in ihrer Genese den östlichen beweideten Flächen ähneln (Tab. 1). Die westlichen beweideten Flächen unterscheiden sich hinsichtlich der Wildbienenindividuen und -arten signifikant von den östlichen beweideten und unbeweideten; ein Vergleich der östlichen Flächen (beweidet/unbeweidet) erbrachte hingegen keine signifikanten Unterschiede. Um einen Einfluss der mobilen und weiter fliegenden Hummeln, die die Ergebnisse verfälschen könnten, auszuschließen, wurden in Tab. 1 die Ergebnisse mit und ohne Hummeln dargestellt.

3.4 Ressourcennutzung der Wildbienen

Von den untersuchten achtzehn Pflanzenarten haben im Hinblick auf die Anzahl der Blütenbesuche die größte Bedeutung: *Centaurea stoebe*, *Hieracium pilosella*, *Echium vulgare*, *Potentilla tabernaemontani* und *Ononis repens*. Diese Arten werden gleichzeitig auch von einer hohen Anzahl verschiedener Wildbienenarten genutzt. Ferner kommen hinzu: *Berteroa incana*, *Thymus pulegioides*, *Thymus serpyllum* und *Sedum acre* (Tab. 2). Bei einzelnen Arten (z.B. *Centaurea stoebe*) kann eine Korrelation zwischen Zunahme der Ressource und einem Anstieg der Wildbienen-Artenzahlen als Blütenbesucher aufgezeigt werden (Abb. 4).

3.5 Einfluss der Beweidung auf die Ressourcennutzung

Eine Entzerrte Korrespondenzanalyse (DCA) der Wildbienenarten-Häufigkeit (Abb. 5) zeigt keine deutliche Trennung der Kollektive „unbeweidete“ und „beweidete“ Flächen, sondern folgt der räumlichen Anordnung der Rasterflächen im Untersuchungsgebiet der Griesheimer Düne. Im linken Bereich der ersten Achse des Diagramms ordnen sich die Rasterflächen an, welche sich im westlichen

Bereich befinden (siehe Abb. 1); die östlich gelegenen Flächen finden sich am rechten Ende dieser Achse. Eine Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA), bei der die Blütenressourcen als Umweltfaktoren berücksichtigt sind, weist dieselbe Anordnung der Rasterflächen wie in der DCA auf (Abb. 6), so dass sich deutlich der Einfluss der untersuchten Pflanzenarten auf das Vorkommen der verschiedenen Wildbienenarten zeigt. Somit folgt die Anordnung der Untersuchungspunkte und damit die Artenzusammensetzung der Wildbienen vorkommen auf den jeweiligen Flächen im Diagramm dem Vorkommen der verschiedenen Nahrungsressourcen und nicht den Faktoren Beweidung/Nicht-Beweidung.

4 Diskussion

Die hohen Arten- und Individuenzahlen der Wildbienen auf den beweideten Flächen beschränken sich auf die Rasterflächen im westlichen Bereich der Griesheimer Düne. Es handelt sich hierbei um den ältesten Kernbereich, der seit 1953 unter Schutz steht. Das Vorkommen einzelner Reliktarten unter den Pflanzen (*Fumana procumbens*) belegt, dass es sich mit großer Wahrscheinlichkeit um Primärstandorte sehr hohen Alters handelt. Dieser Bereich ist vor allem durch eine vielfältige mosaikartige Ökotonstruktur geprägt mit einer Vielzahl kleinräumig ineinander verzahnter Nistmöglichkeiten und Nahrungsressourcen. Die Bedeutung von kleinräumig wechselnden Habitatstrukturen beeinflusst vor allem das Vorkommen von Wildbienenarten mit geringer Körpergröße, die nur einen eingeschränkten Aktionsradius besitzen (WESSERLING 1996; GATHMANN & TSCHARNTKE 2002; KRATOCHWIL 2003). Dagegen wurden die weiter östlich gelegenen Flächen über längere Zeiträume stärkeren anthropogenen Einflüssen ausgesetzt.

Die signifikant höhere Anzahl der Pflanzenarten auf den beweideten Rasterflächen ist für Wildbienen von Bedeutung, ein enger Zusammenhang zwischen Artenreichtum von Pflanzen sowie Wildbienenendiversität bzw. Individuenzahlen konnte auch in anderen Arbeiten nachgewiesen werden (TSCHARNTKE et al. 1998; STEFFAN-DEWENTER & TSCHARNTKE 2001).

Einige der entomophilen Pflanzenarten (z.B. *Helichrysum arenarium*) werden durch Beweidung gefördert (SCHWABE et al. 2004b), was sich positiv auf verschiedene Wildbienenarten auswirkt. So wird z. B. die oligolektisch an Asteraceen sammelnde Seidenbiene *Colletes fodiens* (Foto 3), die im Untersuchungsgebiet nur an *Helichrysum arenarium* nachgewiesen werden konnte, von der weidebedingten Förderung dieser Pflanzenart profitieren.

Der Verlauf der Blühphänologien der untersuchten Pflanzenarten belegt, dass sich zwar die Blüten-/Blütenstandsanzahlen einiger Arten (wie z. B. *Sedum acre* oder *Centaurea stoebe*) grundsätzlich unterscheiden, aber keine wesentlichen Einbrüche der Ressourcen durch Beweidungsereignisse zu verzeichnen sind. Hier zeigt sich der günstige Einfluss der durchgeführten kurzzeitigen, mosaikartigen und kleinräumigen Stoßbeweidung, welche dazu führt, dass in der unmittelbaren Umgebung der beweideten Flächen noch genug Blütenressourcen für die Wildbienen zur Verfügung stehen. Außerdem liegt der späte Beweidungszeitpunkt der Untersuchungsflächen Ende Juli günstig für viele Wildbienenarten, die ihren Lebenszyklus schon abgeschlossen haben (z. B. viele *Andrena*-Arten). Der vollständige Verlust des Blütenangebotes durch intensive, großflächige Beweidung kann grundsätzlich zu einer massiven Beeinträchtigung der Blütenbesucher-Gemeinschaft führen (MAUSS & SCHINDLER 2002).

Wir können feststellen, dass eine kurzzeitige, mosaikartige und kleinräumige Stoßbeweidung mit Schafen ab Ende Juli keine negativen Auswirkungen auf die Wildbienengemeinschaft hat. Die Beweidung führt durch die Schaffung offener Bodenstellen durch Tritt, Anlage von Schlafkuhlen u.a. längerfristig zu offenen Bodenstellen für endogäisch nistende Wildbienenarten. Die Beweidung fördert darüber hinaus zahlreiche für Wildbienen wichtige Pollenquellen und verhindert die weitere Ausbreitung monodominanter Grasarten, wie *Calamagrostis epigejos*, welche die Pflanzendiversität erheblich herabsetzen (Süss et al., accepted).

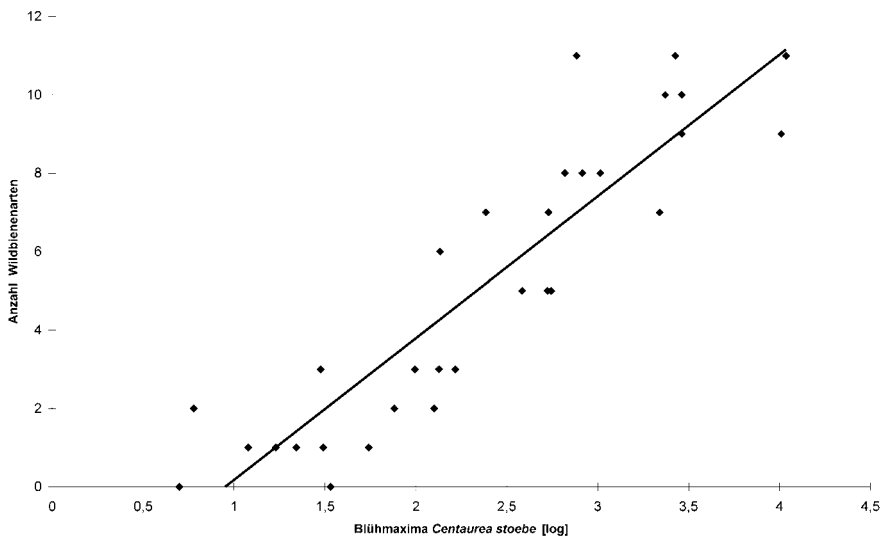


Abb. 4: Zusammenhang zwischen Artenzahlen der Wildbienen, die an den Blütenständen von *Centaurea stoebe* gefunden wurden, und der an einzelnen Rasterpunkt-Flächen vorkommenden Anzahl der Blütenstände von *Centaurea stoebe* zum Zeitpunkt des Blühmaximums [log] ($y = 3,6177 - 3,4437x$, $r^2 = 0,82$, $p < 0,0001$).

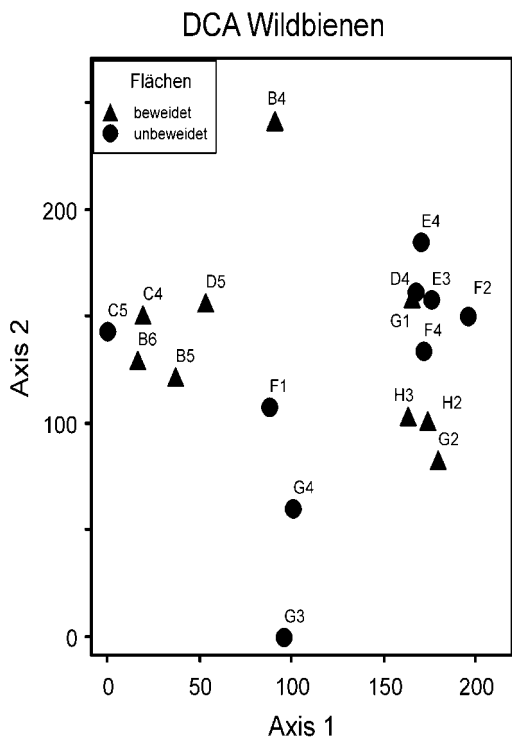


Abb. 5: DCA der Wildbienenarten auf den Rasterflächen der „Griesheimer Düne“ mit Eigenwerten und Gradientenlängen: $\lambda_1 = 0,35$ und $1,9$ SD; $\lambda_2 = 0,19$ und $2,4$ SD; $\lambda_3 = 0,06$ und $1,3$ SD.

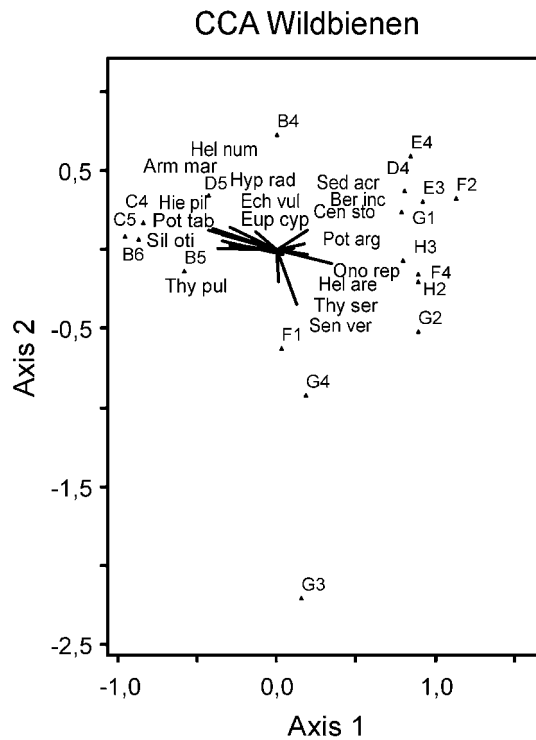


Abb. 6: CCA der Wildbienenarten auf den Rasterflächen der „Griesheimer Düne“. Als Umweltfaktor „Größe der Nahrungsressource“ wurde die maximale Blüten-/Blütenstandsanzahl der jeweiligen Pflanzenart an jeder Rasterfläche $\log(x+1)$ -transformiert gewählt. Aus technischen Gründen (begrenzte Anzahl der in der CCA zur Verfügung stehende Parameter) blieb *Carduus nutans* als eine Art mit der geringsten Korrelation unberücksichtigt. Eigenwerte und Signifikanzwerte des Monte Carlo Tests: $\lambda_1 = 0,36$, $p_1 = 0,01$; $\lambda_2 = 0,26$, $p_2 = 0,01$; $\lambda_3 = 0,19$, $p_3 = 0,02$.

Danksagung

Wir danken dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (FKZ 01LN0003) für die finanzielle Förderung des Projektes. Dem Regierungspräsidium Darmstadt danken wir für die Betretungs- und Fanggenehmigung im Naturschutzgebiet „Griesheimer Düne und Eichwäldchen“. Frau Prof. Dr. A. SCHWABE-KRATOCHWIL übernahm die Betreuung der botanischen Untersuchungen. A. SCHANOWSKI (Bühl/Baden) und H.R. SCHWENNINGER (Stuttgart) überprüften kritische Wildbienen-Taxa. C. STORM (Darmstadt) und T. EGGERS (Os-nabrück) unterstützten uns bei der statistischen Auswertung. Ihnen allen sei für die Unterstützung recht herzlich gedankt. Unser Dank gilt insbesondere auch dem Landschaftspflegehof STÜRZ (Ober-Ramstadt), der die Beweidung mit Schafen im Gebiet durchführte.

Literatur

- Allen-Wardell, G., Bernhardt, P., Bitter, R., Burquez, A., Buchmann, S., Cane, J., Cox, P., Dalton, V., Feinsinger, P., Ingram, M., Inouye, D., Jones, C., Kennedy, K., Kevan, P., Kopowitz, H., Medellin, R., Medellin-Morales, S., Nabham, G., Pavlik, B., Terpedino, V., Torchio, P. & Walker, S., 1997: The potential consequences of pollinator declines on the conservation of biodiversity and stability of food crop yields. - *Conservation Biology* 12, 8-17.
- Batra, S. W.T., 1995: Bees and pollination in our changing environment. - *Apidologie* 26, 361-370.
- Beil, M., 2003: Zur Korrelation zwischen Blütenressourcen und blütenbesuchenden Apoidea in standörtlich differenzierten Sand-Ökosystemen. - Diplomarbeit Technische Universität Darmstadt, FB Biologie, 147 S.
- Buchmann, S.L. & Nabhan, G.P., 1996: The forgotten pollinators. - Island Press, Washington D.C., 292 pp.
- Bundesamt für Naturschutz, 1998: Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55, Bonn-Bad Godesberg, 434 S.
- Cane, J.H., 2001: Habitat fragmentation and native bees: a premature verdict? - *Conservation Ecology* 5, 1, 3.
- Carvell, C., 2002: Habitat use and conservation of bumblebees (*Bombus* spp.) under different grassland management regimes. - *Biological Conservation* 103, 33-49.
- Corbet, S.A., Williams, I.H. & Osborne, J.L., 1991: Bees and the pollination of crops and wild flowers in the European Community. - *Bee World* 72, 47-59.
- Holsten, B., 2003: Der Einfluss extensiver Beweidung auf ausgewählte Tiergruppen im Oberen Eidertal. - Dissertation, Kiel, 200 S.
- Frieben, B., 2003: Blütenangebot auf Koppelmähweiden – Ein Beitrag zur Landschaftspflege aus bioökologischer Sicht. - *Naturschutz und Landschaftsplanung* 35, 7, 204-210.
- Gathmann, A. & Tscharrntke T., 2002: Foraging ranges of solitary bees. - *Journal of Animal Ecology* 71, 757-764.
- Kearns, C.A., Inouye, D.W. & Waser, N M., 1998: Endangered mutualism: The conservation of plant-pollinator interactions. - *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 29, 83-112.
- Kratochwil, A., 1984: Pflanzengesellschaften und Blütenbesucher-Gemeinschaften: bioökologische Untersuchungen in einem nicht mehr bewirtschafteten Halbtrockenrasen (*Mesobrometum*) im Kaiserstuhl (Südwestdeutschland). - *Phytocoenologia* 11, 4, 455-669.
- Kratochwil, A., 2003: Bees (Hymenoptera: Apoidea) as key-stone species: specifics of resource and requisite utilisation in different habitat types. - *Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft* 15, 59-77.
- Krüss, A., 1994: Die Stechimmen der Sandhausener Dünen. - Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg 80, 223-240.
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 2000: Rote Liste der Bienen Baden-Württembergs. - www.uvm.badenwuerttemberg.de/nafaweb/berichte/pas_04/pas04.htm.
- Mauss, V. & Schindler, M., 2002: Hummeln (Hymenoptera, Apidae, *Bombus*) auf Magerrasen (*Mesobromion*) der Kalkeifel: Diversität, Schutzwürdigkeit und Hinweise zur Biotoppflege. - *Natur und Landschaft* 12, 485-492.
- Saure, C., 1992: Die Stechimmenfauna der Binnendüne Baumberge in Berlin-Heiligensee im Vergleich mit anderen Trockengebieten in Berlin und Umgebung (Insecta: Hymenoptera Aculeata). - *Berliner Naturschutzblätter* 36, 1, 38-57.
- Schmid-Egger, C., S. Risch & Niehuis, O., 1995: Die Wildbienen und Wespen von Rheinland-Pfalz. Verbreitung, Ökologie und Gefährdungssituation. - *Fauna Flora Rheinland-Pfalz*, Beih. 16, 296 S.
- Schwabe, A., Remy, D., Assmann, T., Kratochwil, A., Mährlein, A., Nobis, M., Storm, Ch., Zehm, A., Schlemmer, H., Seuß, R., Bergmann, S., Eichberg, C., Menzel, U., Persigehl, M., Zimmermann, K. & Weinert, M., 2002a: Inland Sand Ecosystems: Dynamics and restitution as a consequence of the use of different grazing systems. - In: Redecker, B., Finck, P., Härdtle, W., Riecken, U. & Schröder, E. (Eds.): *Pasture Landscapes and Nature Conservation*, 239-252, Springer, Heidelberg - Berlin - New York.
- Schwabe, A., Zehm, A., Nobis, M., Storm, C. & Süß, K., 2004a: Auswirkungen von Schaf-Erstbeweidung auf die Vegetation primär basenreicher Sand-Ökosysteme. - In: *Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz?* NNA-Ber. 17, H.1, 39-53.
- Schwabe, A., Zehm, A., Eichberg, C., Stroh; M., Storm; C. & Kratochwil, A., 2004b: Extensive Beweidungssysteme als Mittel zur Erhaltung und Restitution von Sand-Ökosystemen und ihre naturschutzfachliche Bedeutung. - *Schr.R. f. Landschaftspf. u. Natursch.* 78.
- Steffan-Dewenter, I. & Tscharrntke T., 2000: Resource overlap and possible competition between honey bees and wild bees in central europe. - *Oecologia* 122, 288-296.
- Steffan-Dewenter, I. & Tscharrntke T., 2001: Succession of bee communities on fallows. - *Ecography* 24, 83-93.
- Süss, K., Storm, C., Zehm, A. & Schwabe, A., accepted: Succession in inland sand ecosystems: which factors determine the occurrence of the tall grass species *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth and *Stipa capillata* L.? - *Plant Biology*.

- Tscharntke, T., 1998: Populationsdynamik in der Agrarlandschaft: Wechselwirkungen zwischen Lebensrauminself. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 56, 121-146.
- Tscharntke, T., Gatmann, A. & Steffan-Dewenter, I., 1998: Bioindication using trap-nesting bees and wasps and their natural enemies: community structure and interactions. - *Journal of Applied Ecology* 35, 708-719.
- Wesslering, J., 1996: Habitatwahl und Ausbreitungsverhalten von Stechimmen (Hymenoptera: Aculeata) in Sandgebieten unterschiedlicher Sukzessionsstadien. - Dissertation, Cuvillier Verlag, Göttingen, 121 S.
- Westrich, P., 1989: Die Wildbienen Baden-Württembergs. - Ulmer, Stuttgart, 972 S.
- Westrich, P. & Dathe H.H., 1997: Die Bienenarten Deutschlands (Hymenoptera, Apidae). Ein aktualisiertes Verzeichnis mit kritischen Anmerkungen. - Mitteilungen des Entomologischen Vereins Stuttgart 32, 3-34.
- Zehm, A. & Zimmermann, K., 2004: Sandgebiete in der hessischen Oberrheinebene: Untersuchungsflächen und Untersuchungsansatz des BMBF-Projektes „Sand-Ökosysteme im Binnenland“. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 15-26.

Anschriften der Verfasser:

Dipl.-Biol. Marion Beil
TU Darmstadt, FB Biologie,
Vegetationsökologie
Schnittspahnstr. 4
64287 Darmstadt
mbeil@bio.tu-darmstadt.de

Prof. Dr. Anselm Kratochwil
Universität Osnabrück, FB 5, Ökologie
Barbarastr. 11
49069 Osnabrück
kratochwil@biologie.uni-osnabrueck.de

Anhang: Artenliste der Wildbienen auf der Griesheimer Düne mit Angabe der Individuenzahlen (Männchen, Weibchen, Gesamtzahl) der Rasterflächen: westliche Flächen unbeweidet; östliche Flächen beweidet; östliche Flächen unbeweidet. Ferner sind die Wildbienen-Erhebungen von Rasterflächen angefügt, die aufgrund ihrer randlichen Lage nicht in die statistische Auswertung aufgenommen wurden. Bei den Hummeln wurde aufgrund der Sichtbeobachtung (keine Sammlungsbelege) eine Trennung in Arbeiterinnen und Männchen nicht vorgenommen.

Für die nachgewiesenen Wildbienenarten ist der Rote-Liste-Status angegeben (D = Deutschland, RP = Rheinland-Pfalz, BW = Baden-Württemberg): 0 = ausgestorben oder verschollen, 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, 4 = potentiell gefährdet, V = Vorwarnliste, G = Gefährdung anzunehmen, aber Status unbekannt.

1) Übergangsform fehlt in den Roten Listen

2) keine Trennung von *Lasioglossum sexstrigatum* (Schenck 1868) und *L. sabulosum* (Warncke 1986) in den Roten Listen.

| | RL | RL | RL | westliche Flächen beweidet | | östliche Flächen beweidet | | östliche Flächen unbeweidet | | randliche Flächen | |
|--|----|----|----|----------------------------|------|---------------------------|------|-----------------------------|------|-------------------|------|
| | D | RP | BW | m/w | ges. | m/w | ges. | m/w | ges. | m/w | ges. |
| <i>Andrena bimaculata</i> (Kirby 1802) | G | 3 | - | -/1 | 1 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Andrena chrysoseles</i> (Kirby 1802) | - | - | - | - | - | -/1 | 1 | - | - | - | - |
| <i>Andrena dorsata</i> (Kirby 1802) | - | - | - | -/4 | 4 | -/1 | 1 | - | - | - | - |
| <i>Andrena falsifica</i> Perkins 1915 | - | 3 | 3 | -/19 | 19 | -/1 | 1 | - | - | -/8 | 8 |
| <i>Andrena flavipes</i> Panzer 1799 | - | - | - | 4/1 | 5 | -/1 | 1 | -/4 | 4 | 1/3 | 4 |
| <i>Andrena haemorrhoea</i> (Fabricius 1781) | - | - | - | -/1 | 1 | - | - | - | - | -/3 | 3 |
| <i>Andrena labiata</i> Fabricius 1781 | - | - | - | -/2 | 2 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Andrena minutuloides</i> Perkins 1914 | - | - | - | - | - | - | - | -/1 | 1 | - | - |
| <i>Andrena nitidiuscula</i> Schenck 1853 | 3 | 3 | 3 | -/1 | 1 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Andrena ovatula</i> (Kirby 1802) | - | - | - | 2/2 | 4 | -/4 | 4 | -/5 | 5 | 3/3 | 6 |
| <i>Andrena pilipes</i> Fabr.1781/ <i>nigrospina</i> Th. 1872 | 1) | 1) | 1) | -/7 | 7 | 1/7 | 8 | 1/7 | 8 | -/9 | 9 |
| <i>Andrena propinqua</i> Schenck 1853 | - | - | - | - | - | -/1 | 1 | - | - | - | - |
| <i>Anthidium lituratum</i> (Panzer 1801) | 2 | 3 | 3 | 1/- | 1 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Anthidium oblongatum</i> (Illiger 1806) | V | - | - | - | - | - | - | - | - | -/2 | 2 |
| <i>Anthidium punctatum</i> Latreille 1809 | 3 | - | 3 | 2/1 | 3 | - | - | - | - | -/1 | 1 |
| <i>Anthophora bimaculata</i> (Panzer 1798) | 3 | 2 | 2 | - | - | - | - | - | - | 1/- | 1 |
| <i>Bombus humilis</i> Illiger 1806 | V | 3 | V | - | 2 | - | - | - | 5 | - | 5 |
| <i>Bombus lapidarius</i> (Linnaeus 1758) | - | - | - | - | 35 | - | 28 | - | 56 | - | 55 |
| <i>Bombus lucorum</i> (Linnaeus 1761) | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Bombus pascuorum</i> (Scopoli 1763) | - | - | - | - | 28 | - | 4 | - | 8 | - | 15 |
| <i>Bombus sylvarum</i> (Linnaeus 1761) | V | - | V | - | 13 | - | 3 | - | 4 | - | 11 |
| <i>Bombus terrestris</i> (Linnaeus 1758) | - | - | - | - | 18 | - | 12 | - | 26 | - | 19 |
| <i>Ceratina cucurbitina</i> (Rossi 1792) | - | - | - | -/2 | 2 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Ceratina cyanea</i> (Kirby 1802) | - | - | - | 2/7 | 9 | -/1 | 1 | - | - | 2/- | 2 |
| <i>Coelioxys conoidea</i> (Illiger 1806) | 3 | 2 | 1 | 1/- | 1 | - | - | - | - | -/1 | 1 |
| <i>Colletes fodiens</i> (Geoffroy in Fourcroy 1785) | 3 | 3 | 2 | - | - | 2/3 | 5 | - | - | 1/1 | 2 |
| <i>Colletes similis</i> Schenck 1853 | V | - | - | - | - | 1/- | 1 | - | - | 1/1 | 2 |
| <i>Dasygaster hirtipes</i> (Fabricius 1793) | - | - | 3 | 12/2 | 14 | 3/- | 3 | 11/6 | 17 | 8/18 | 26 |
| <i>Halictus confusus</i> Smith 1853 | - | 3 | V | - | - | - | - | - | - | 1/- | 1 |
| <i>Halictus leucaheneus</i> Ebmer 1972 | 3 | 3 | 3 | 9/12 | 21 | 3/7 | 10 | 5/6 | 11 | 24/10 | 34 |
| <i>Halictus pollinosus</i> (Sichel 1860) | - | 3 | - | - | - | - | - | -/1 | 1 | - | - |
| <i>Halictus rubicundus</i> (Christ 1791) | - | - | - | 1/- | 1 | -/1 | 1 | - | - | - | - |
| <i>Halictus sexcinctus</i> (Fabricius 1775) | 3 | 3 | V | -/1 | 1 | - | - | -/2 | 2 | -/4 | 4 |
| <i>Halictus smaragdulus</i> Vachal 1895 | 2 | 3 | 2 | -/3 | 3 | -/2 | 2 | -/2 | 2 | -/3 | 3 |
| <i>Halictus subauratus</i> (Rossi 1792) | - | - | - | -/22 | 22 | -/3 | 3 | -/4 | 4 | 1/30 | 31 |
| <i>Halictus tumulorum</i> (Linnaeus 1758) | - | - | - | -/1 | 1 | -/2 | 2 | -/4 | 4 | -/2 | 2 |

| | RL | RL | RL | westliche Flächen beweidet | | östliche Flächen beweidet | | östliche Flächen unbeweidet | | randliche Flächen | |
|---|----|----|----|----------------------------|------|---------------------------|------|-----------------------------|------|-------------------|------|
| | D | RP | BW | m/w | ges. | m/w | ges. | m/w | ges. | m/w | ges. |
| <i>Heriades crenulatus</i> Nylander 1856 | V | - | V | -/3 | 3 | - | - | -/2 | 2 | -/1 | 1 |
| <i>Hylaeus angustatus</i> (Schenck 1861) | - | - | - | -/2 | 2 | - | - | - | - | -/1 | 1 |
| <i>Hylaeus annularis</i> (Kirby 1802) | - | - | - | - | - | - | - | -/2 | 2 | -/1 | 1 |
| <i>Hylaeus brevicornis</i> Nylander 1852 | - | - | - | 1/- | 1 | - | - | -/3 | 3 | -/1 | 1 |
| <i>Hylaeus communis</i> Nylander 1852 | - | - | - | -/4 | 4 | -/1 | 1 | - | - | - | - |
| <i>Hylaeus difformis</i> (Eversmann 1852) | - | - | - | -/3 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Lasioglossum aeratum</i> (Kirby 1802) | 3 | 2 | 2 | - | - | 1/- | 1 | - | - | - | - |
| <i>Lasioglossum brevicorne</i> (Schenck 1868) | 3 | 2 | 2 | - | - | - | - | - | - | 1/- | 1 |
| <i>Lasioglossum calceatum</i> (Scopoli 1763) | - | - | - | 1/21 | 22 | -/2 | 2 | -/2 | 2 | -/13 | 13 |
| <i>Lasioglossum fulvicorne</i> (Kirby 1802) | - | - | - | 7/13 | 20 | 1/4 | 5 | -/1 | 1 | 3/8 | 11 |
| <i>Lasioglossum leucozonium</i> (Schrank 1781) | - | - | - | -/28 | 28 | -/1 | 1 | - | - | -/29 | 29 |
| <i>Lasioglossum lucidulum</i> (Schenck 1861) | - | - | - | -/2 | 2 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Lasioglossum morio</i> (Fabricius 1793) | - | - | - | 1/1 | 2 | -/1 | 1 | -/1 | 1 | - | - |
| <i>Lasioglossum pauxillum</i> (Schenck 1853) | - | - | - | -/52 | 52 | - | - | -/5 | 5 | -/17 | 17 |
| <i>Lasioglossum prasinum</i> (Smith 1848) | 2 | 1 | 1 | -/2 | 2 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Lasioglossum punctatissimum</i> (Schenck 1853) | - | - | - | 1/- | 1 | - | - | - | - | -/1 | 1 |
| <i>Lasioglossum sabulosum</i> (Warncke 1986) | 2) | 2) | 2) | 1/1 | 2 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Lasioglossum villosum</i> (Kirby 1802) | - | - | - | -/4 | 4 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Megachile centuncularis</i> (Linnaeus 1758) | - | - | - | -/1 | 1 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Megachile ericetorum</i> Lepeletier 1841 | V | - | 3 | - | - | -/6 | 6 | -/3 | 3 | -/1 | 1 |
| <i>Megachile maritima</i> (Kirby 1802) | 3 | 2 | 2 | - | - | -/7 | 7 | -/3 | 3 | -/3 | 3 |
| <i>Megachile pilidens</i> Alfén 1923 | 3 | 3 | 2 | 1/1 | 2 | -/1 | 1 | - | - | 1/2 | 3 |
| <i>Megachile rotundata</i> (Fabricius 1784) | - | 3 | - | - | - | - | - | -/1 | 1 | -/3 | 3 |
| <i>Megachile willughbiella</i> (Kirby 1802) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | -/1 | 1 |
| <i>Melitta leporina</i> (Panzer 1799) | - | - | V | 2/4 | 6 | -/1 | 1 | -/1 | 1 | -/1 | 1 |
| <i>Nomada flavopicta</i> (Kirby 1802) | - | 3 | V | - | - | - | - | -/1 | 1 | - | - |
| <i>Nomioides minutissimus</i> (Rossi 1790) | 2 | 0 | 1 | - | - | - | - | - | - | 1/4 | 5 |
| <i>Osmia adunca</i> (Panzer 1798) | V | - | V | 2/16 | 18 | - | - | - | - | -/3 | 3 |
| <i>Osmia aurulenta</i> (Panzer 1799) | - | - | - | -/2 | 2 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Osmia leucomelana</i> (Kirby 1802) | - | - | - | -/3 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Osmia spinulosa</i> (Kirby 1802) | 3 | - | 3 | - | - | - | - | - | - | -/1 | 1 |
| <i>Osmia tridentata</i> Dufour & Perris 1840 | 3 | 3 | 3 | 1/- | 1 | - | - | -/1 | 1 | - | - |
| <i>Osmia uncinata</i> Gerstäcker 1869 | - | - | - | -/1 | 1 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Panurgus calcaratus</i> (Scopoli 1763) | - | - | - | -/1 | 1 | - | - | - | - | -/1 | 1 |
| <i>Sphecodes albilabris</i> (Fabricius 1793) | - | - | 3 | 3/- | 3 | - | - | - | - | 1/- | 1 |
| <i>Sphecodes ephippius</i> (Linnaeus 1767) | - | - | - | -/1 | 1 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Sphecodes monilicornis</i> (Kirby 1802) | - | - | - | -/1 | 1 | - | - | - | - | -/1 | 1 |
| <i>Sphecodes pellucidus</i> Smith 1845 | - | - | 3 | -/1 | 1 | - | - | - | - | -/3 | 3 |
| <i>Stelis punctulatifera</i> (Kirby 1802) | - | - | - | -/1 | 1 | - | - | - | - | - | - |

