

Auensukzession und Zonation im Rottensand (Pfynwald, Kt. VS). II. Wiederbesiedlung einer Überschwemmungsfläche durch Wildbienen (Hymenoptera, Apidae)

KARIN LOEFFEL¹, SIBYLLA STREICH², PAUL WESTRICH³ & JÜRGEN ZETTEL⁴

¹ Allmendstr. 79, CH-8180 Bülach

² Gesellschaftsstr. 81, CH-3012 Bern

³ Wankheim, Lichtensteinstr. 17, D-72127 Kusterdingen

⁴ Zoologisches Institut der Universität Bern, Baltzerstrasse 3, CH-3012 Bern

Succession and zonation in the flood plain area Rottensand (Pfynwald VS; Switzerland). II. Colonization of a flooded area by bees. – After a severe flooding by the river Rhone in 1993 the recolonization of the differently structured areas by bees (Hymenoptera Apidae) was investigated in the following two years. A total of 101 species (without bumble bees and honey bee) have been recorded. 31 species are on the Red List for Southern Switzerland and for 19 species the area of the Rottensand is an important refugial place. *Lasioglossum laevidorsum* was recorded for the second time in Switzerland. The bees visited more often flowers in the original steppe habitats, as the attractive host flowers had been destroyed in the flooded areas. The most important pollen sources were *Centaurea vallesiaca*, *Reseda lutea*, *Astragalus onobrychis* and *Odontites luteus*. The flooding increased the potential nesting sites especially for ground-nesting species by creating a diverse mosaic of soil surface structures. Nesting activities were therefore mainly recorded in formerly flooded areas with sparse or no vegetation. Nesting resources were also increased for above-ground nesting species like *Osmia tridentata*, which nested in pithy stems of *Artemisia vulgaris*, or *Xylocopa valga* nesting in dead wood.

Keywords: Hymenoptera, Aculeata, Apidae, succession, zonation, flood plain, recolonization

EINLEITUNG

Im September 1993 führte ein Katastrophenhochwasser zu grossen Veränderungen im Rottensand, der einen Teil des Pfynwaldes darstellt. Sein Hymenopterenreichtum verleiht ihm überregionale Bedeutung. Er wurde 1997 unter Schutz gestellt und ist im 1998 ausgeschiedenen BLN-Gebiet Pfynwald – Illgraben enthalten (Bundesinventar der Landschaften und Naturdenkmäler von nationaler Bedeutung).

Die Dokumentation der Auswirkungen des Hochwassers auf verschiedene Insektengruppen und ihre Lebensräume wird eine der Grundlagen für ein späteres Habitat-Management im Rottensand bilden. Im gleichen Gebiet wurden neben den Wildbienen bisher auch Grabwespen (ZEHNDER & ZETTEL, 1999), Ameisen (GROSS-RIEDER & ZETTEL, 1999) und Heuschrecken (MÜLLER & ZETTEL, 1999) untersucht. Die Daten halten die Ausgangssituation der Wiederbesiedlung fest und dienen somit als Referenz für geplante, langfristige Untersuchungen.

Wildbienen eignen sich dabei gut als Indikatoren. Sie stehen in einem engen und oft komplexen ökologischen Bezug zu bestimmten Lebensräumen und Strukturen. Unter den bisher 580 in der Schweiz nachgewiesenen Arten (SCHWARZ *et al.*, 1996) befindet sich eine grosse Zahl von Spezialisten; viele sind als Erstbesiedler auf immer wieder neu entstehende, vegetationsfreie Flächen angewiesen

(WESTRICH, 1990). Im allgemeinen stellen Hymenopteren vielfältige Ansprüche an ihr Habitat. Folgende Grundvoraussetzungen müssen kumulativ erfüllt sein, damit Wildbienen an einem Ort vorkommen können (WESTRICH, 1990; MÜLLER, 1991):

1. Bestimmte klimatische Bedingungen, da viele Wildbienenarten ausgesprochen wärmeliebend sind;
2. Artspezifische Nistplätze, denn Wildbienen sind in der Nistplatzwahl meist hochspezialisiert;
3. Nahrungspflanzen in ausreichender Menge (Nektar und Pollen für die Eigenversorgung und als Larvenproviant);
4. Vorhandensein von Materialien für den Bau der Brutzellen (z.B. Harz, Pflanzenhaare, Blätter, Steinchen).

MATERIAL UND METHODEN

Untersuchungsflächen

Das Untersuchungsgebiet (Entstehung, Habitatstruktur, Klima und Vegetation) ist in ZEHNDER & ZETTEL (1999) dargestellt. Die vorliegenden Daten wurden in den Jahren 1994 (STREICH, 1995) und 1995 (LOEFFEL, 1996) erhoben.

In den beiden Untersuchungsjahren wurden auf insgesamt 18 Flächen Wildbienen beobachtet. 1994 wurde mindestens eine Fläche pro Zonationstyp (mit Ausnahme des Föhrenwaldes) ausgewählt (11 Flächen, je 50 m²), 1995 zwei Flächen pro Zonationstyp (mit Ausnahme des Föhrenwaldes und der Schotterfläche, 10 Flächen à 35 m²). In den beiden Jahren überschritten sich nur vier Beobachtungsflächen, weil sie in dem dünn besiedelten Gebiet für die jeweiligen Untersuchungsziele optimiert werden mussten. Folgende Zonationstypen wurden unterschieden:

FÖ	Föhrenwald
STm	unbeeinflusste, alte Steppe; vorhandene Moosschicht zu > 50 % dünner als 5 mm
STmm	unbeeinflusste, alte Steppe; vorhandene Moosschicht zu > 50 % dicker als 5 mm
STk	durch das Hochwasser beeinflusste Steppe, Moos mindestens partiell weggerissen; v.a. Kiesboden, Sandaufschüttung auf < 10 % der Fläche
STs	durch das Hochwasser beeinflusste Steppe; Moos mindestens partiell weggerissen, Sandaufschüttung auf 20–60 % der Fläche
SA	stark veränderte Oberfläche; Rohboden, Sandaufschüttung auf > 60 % der Fläche
aS	stark veränderte Oberfläche; sanddominierter Rohboden, anthropogen bedingt (militärische Nutzung)
SCH	von Schotter dominierte Aufschüttung, Rohboden

In beiden Jahren wurden auf den Untersuchungsflächen Vegetationsaufnahmen (nach BRAUN-BLANQUET) durchgeführt. Die Zusammensetzung der Bodenoberfläche wurde geschätzt und bei Flächen mit grösseren Sandflecken die Bodentextur, d.h. die Korngrößenverteilung ermittelt und Bodenprofile bis in die Tiefe von 20 cm aufgenommen (vgl. STREICH, 1995; LOEFFEL, 1996). 1995 wurde zudem die Blühphänologie der Pflanzen verfolgt, indem alle zwei Wochen das Blütenangebot erfasst wurde.

Durchgeführte Feldarbeiten

Die Feldarbeiten wurden jeweils zwischen Mai und Anfang September bei für Wildbienen günstigem Flugwetter (Sonnenschein, Lufttemperaturen > 20°C, wenig Wind) durchgeführt. 1995 wurden die Flächen jeweils über $\frac{3}{4}$ Stunden beobachtet (Beginn zu jeder vollen Stunde zwischen 10 und 14 Uhr und zwischen 16 und 18 Uhr; über die heisse Mittagszeit war die Aktivität der Wildbienen stark reduziert).

Dazu wurde jede Fläche in zufälliger Reihenfolge zu jeder der genannten Beobachtungszeiten besucht. Dieser Turnus wurde je einmal in den Monaten Juni, Juli und August durchgeführt. Die Wildbienen wurden mit dem Kescher gefangen und ihre Aktivität protokolliert (z.B. Blütenbesuch, Nestbau usw.). Um Mehrfachbeobachtungen zu vermeiden, wurden gefangene Wildbienen erst am Ende eines Beobachtungsintervalls wieder freigelassen.

Für den flächenspezifischen Vergleich wurden folgende Aktivitäten unterschieden: Blütenbesuch (Pollen- oder Nektarsammeln), Nistaktivität (nur Weibchen), Patrouillierflug entlang von Blütenständen oder Landmarken (nur Männchen), Suchflug knapp über dem Boden (Nistplatzsuche, bzw. bei Kuckucksbienen Suche nach Wirtsnestern) und sonstige Aktivitäten (z.B. Kopula, Aufenthalt am Schlafplatz etc.).

Um ein breiteres Artenspektrum zu erfassen wurden drei (1994) resp. zwei (1995) Malaisefallen während 3–10 aufeinanderfolgenden Tagen exponiert. Zusätzlich wurde alle 14 Tage eine vorgegebene Transektstrecke, welche durch alle Zonationstypen (mit Ausnahme des Föhrenwaldes) führte, abgeschritten und Beobachtungen protokolliert.

Um vermehrt aculeate Hymenopteren zu erfassen, welche in Hohlräumen nisten, wurden 1995 10 Nistkästen ausgebracht. Sie wurden mit jeweils 24 auswechselbaren Bambus- und Plexiglasröhrchen verschiedenen Innendurchmessers (3–7 mm) bestückt. Die Besetzung der Kästen wurde wöchentlich kontrolliert, die mit einem Nestverschluss versehenen Röhrchen ersetzt und in einem Klimaschrank bis zum Schlüpfen der Imagines aufbewahrt.

Bestimmung und Auswertung

Die Gattungen *Bombus* (inklusive *Psithyrus*) und *Apis* wurden nicht berücksichtigt. Im Feld nicht bestimmbare Bienen wurden zwecks Bestimmung mit Essigsäureethylester getötet. Sie sind im Zoologischen Institut der Universität Bern deponiert. Die Nomenklatur richtet sich nach SCHWARZ *et al.* (1996) und WESTRICH & DATHE (1997).

Die Daten der Beobachtungsflächen wurden statistisch mit dem Ähnlichkeitsindex KW nach Wainstein (MÜHLENBERG, 1993) und einer UPGMA-Clusteranalyse (KREBS, 1989) bearbeitet.

RESULTATE

Artenliste

1994 und 1995 konnten insgesamt 101 Wildbienenarten aus 22 Gattungen nachgewiesen werden (ohne *Bombus* und *Apis*, Tab.1). 1994 waren es 66 Arten aus 20 Gattungen, 1995 waren mit 80 Arten alle Gattungen vertreten; neu waren 1995 *Dasypoda* und *Dioxys*. Nahezu ein Drittel der gefundenen Arten (30 Arten) steht auf der Roten Liste für die Südschweiz (AMIET, 1994); 56 % sind auf spezifische Ressourcen spezialisiert (Nistplatz, Pollenquelle oder Wirtsarten). Für 20 Arten ist das Untersuchungsgebiet aus gesamtschweizerischer Sicht von überragender Bedeutung als Refugium (in Tab. 1 grau hervorgehoben; WESTRICH, 1997). Die Feststellung von *Lasioglossum laevidorsum* 1994 stellt den Zweitnachweis für die Schweiz dar. In beiden Jahren zeichnete sich die Mehrzahl der Wildbienenarten durch extrem geringe Individuendichten aus. In beiden Jahren war *Anthophora bimaculata* die häufigste Art. Von 58 Arten konnte jeweils nur ein Geschlecht nachgewiesen werden, meist ♀♀ (80 %).

Tab. 1. Gesamtartenliste der 1994 und 1995 im Rottensand erfassten Wildbienen. Erläuterungen auf S. 144.

Unterfamilien / Arten	1994	1995	Nachweis -methode	Spezialist	RL Süd-CH
Colletinae					
<i>Colletes fodiens</i> (GEOFFROY, 1785)	♀		m	P	3
<i>C. nigricans</i> GISTEL, 1847	x	x	k	P	3
<i>C. sierrensis</i> FREY-GESSNER, 1901	♂		k	P	4
<i>Hylaeus confusus</i> NYLANDER, 1852		x	k		
<i>H. crassanus</i> (WARNCKE, 1972)		x	k/m		4
<i>H. gibbus</i> SAUNDERS, 1850	♂		k		
<i>H. punctulatissimus</i> SMITH, 1843	♂	x	k	P	
<i>H. signatus</i> (PANZER, 1805)		x	k	P	
Andreninae					
<i>Andrena afrensis</i> WARNCKE, 1967	♀		k		
<i>A. barbareae</i> PANZER, 1805		♀	k		
<i>A. barbilabris</i> (KIRBY, 1802)	♀		k	Sa	3
<i>A. bicolor</i> FABRICIUS 1775		♀	m		
<i>A. dorsata</i> (KIRBY, 1802)		♀	k/m		
<i>A. floricola</i> EVERSMAHNN, 1852	♀		k	P	3
<i>A. haemorrhoea</i> (FABRICIUS, 1781)	♀	♀	k		
<i>A. minutula</i> (KIRBY, 1802)	♂	♀	k		
<i>A. nigroaenea</i> (KIRBY, 1802)		♀	k		
<i>A. nitida</i> (MÜLLER, 1776)		♀	k		
<i>A. ovatula</i> (KIRBY, 1802)	♀	x	k		
<i>A. pilipes</i> FABRICIUS, 1781	♀	♀	k		2
<i>A. praecox</i> (SCOPOLI, 1763)	♀	♀	k	P	3
<i>A. tibialis</i> (KIRBY, 1802)		♀	k		
<i>A. ventralis</i> IMHOFF, 1832	♂		k	P	
<i>A. wilkella</i> (KIRBY, 1802)		♀	k	P	
<i>Melitturga clavicornis</i> (LATREILLE, 1806)	♀	♀	k	P	2
Halictinae					
<i>Halictus confusus</i> SMITH, 1853	x	x	k/m	Sa	2
<i>H. rubicundus</i> (CHRIST, 1791)		♀	k		
<i>H. scabiosae</i> (ROSSI, 1790)		♀	k		
<i>H. sexcinctus</i> (FABRICIUS, 1775)	♂		k		
<i>H. simplex</i> BLÜTHGEN, 1923	x	♀	k/m		
<i>H. smaragdulus</i> VACHAL, 1895	x	♀	k/m		
<i>H. subauratus</i> (ROSSI, 1792)	x	x	k/m		
<i>H. tumulorum</i> (LINNAEUS, 1758)	♀		k		
<i>Lasioglossum aëratum</i> (KIRBY, 1802)	♂		m	Sa	
<i>L. brevicorne</i> (SCHENCK, 1868)	x	♀	k/m	Sa	3
<i>L. breviventris</i> (SCHENCK, 1853)	♀	♀	k		4
<i>L. calceatum</i> (SCOPOLI, 1763)	♀		m		
<i>L. euboense</i> (STRAND, 1909)	♂	♂	m		
<i>L. fulvicorne</i> (KIRBY, 1802)	x	♀	k/m		
<i>L. laevidorsum</i> (BLÜTHGEN, 1923)	♀		m		4
<i>L. leucozonium</i> (SCHRANK, 1781)	♂	♀	k/m		
<i>L. lucidulum</i> (SCHENCK, 1861)	♀		m		
<i>L. morio</i> (FABRICIUS, 1793)	x	x	k/m		
<i>L. punctatissimum</i> (SCHENCK, 1853)	♂	x	k/m		
<i>L. semilucens</i> (ALFKEN, 1914)		♂	k		
<i>L. sexstrigatum</i> (SCHENCK, 1868)	x		m	Sa	3
<i>L. subfasciatum</i> (IMHOFF, 1832)	♀		k		3
<i>L. villosulum</i> (KIRBY, 1802)		♀	m		
<i>L. xanthopus</i> (KIRBY, 1802)	♀		k		
<i>L. zonulum</i> (SMITH, 1848)		♀	k		

Unterfamilien / Arten	1994	1995	Nachweis -methode	Spezialist	RL Süd-CH
<i>Pseudapis diversipes</i> (LATREILLE, 1806)	x	x	k		3
<i>Sphecodes albilabris</i> (FABRICIUS, 1793)	♀		k	K*	3
<i>S. crassus</i> THOMSON, 1870	♂		m	K	
<i>S. ephippius</i> (LINNAEUS, 1767)		♀	k	K	
<i>S. gibbus</i> (LINNAEUS, 1758)		♀	k	K	
<i>S. longulus</i> VON HAGENS, 1882	♀	♀	k/m	K	
<i>S. pellucidus</i> SMITH, 1845		♀	k	K*	3
Melittinae					
<i>Dasypoda hirtipes</i> (FABRICIUS, 1793)		♂	k	P/Sa	3
<i>Melitta haemorrhoidalis</i> (FABRICIUS, 1775)	♀	♀	k/m	P	
<i>M. tricincta</i> KIRBY, 1802	x	♂	k/m	P	3
Megachilinae					
<i>Anthidium laterale</i> LATREILLE, 1809	x	x	k	P	2
<i>A. manicatum</i> (LINNAEUS, 1758)	♀	♂	m/N		
<i>A. oblongatum</i> (ILLIGER, 1806)		♀	k	F	
<i>A. punctatum</i> LATREILLE, 1809		x	k/m		
<i>A. scapulare</i> (LATREILLE, 1809)	x	x	k/m	P/St	
<i>A. strigatum</i> (PANZER, 1805)	x	x	k		
<i>Coelioxys afra</i> LEPELETIER, 1841	♀	x	k/m	K*	3
<i>C. conoidea</i> (ILLIGER, 1806)	x	♀	k/m	K*	3
<i>Dioxys tridentata</i> (NYLANDER, 1848)		♀	k/m	K	
<i>Megachile circumcincta</i> (KIRBY, 1802)		♀	k		
<i>M. leachella</i> CURTIS, 1828		♂	k/m	Sa	
<i>M. maritima</i> (KIRBY, 1802)	x	x	k/m	Sa	
<i>M. melanopyga</i> COSTA, 1863	♀	x	k	P	
<i>M. parietina</i> (GEOFFROY, 1785)	♀	♀	k	F	3
<i>M. pilidens</i> ALFKEN, 1924	x	x	k		
<i>M. versicolor</i> SMITH, 1844		x	m		
<i>Osmia adunca</i> (PANZER, 1798)	♂	♀	k/m	P	
<i>O. anthocopoides</i> (SCHENCK, 1853)	x		k	P/F	
<i>O. aurentata</i> (PANZER, 1799)		♀	k	Sch	
<i>O. bicornis</i> (LINNAEUS, 1758)		♀	m		
<i>O. claviventris</i> (THOMSON, 1872)		x	k/m	St	
<i>O. crenulata</i> (NYLANDER, 1856)		x	k/Z	P/T	
<i>O. leucomelana</i> (KIRBY, 1802)	x	♀	m	St	
<i>O. rapunculi</i> (LEPELETIER, 1841)		♀	k	P/T	
<i>O. submicans</i> MORAWITZ, 1870	x	x	k/Z	T	
<i>O. tridentata</i> DUFOUR & PERRIS, 1840	♀	x	k/m	P/St	3
<i>O. truncorum</i> (LINNAEUS, 1758)	♀	♂	m/Z	P/St,T	
<i>Stelis brevisculca</i> (NYLANDER, 1848)	♀		k	K*	
<i>S. punctulatissima</i> (KIRBY, 1802)		♀	m	K*	
<i>S. signata</i> (LATREILLE, 1809)		♀	k	K*	
Apinae					
<i>Ammobates punctatus</i> (FABRICIUS, 1804)	x	♀	k	K*	1
<i>Anthophora aestivalis</i> (PANZER, 1801)	x	♂	k	Steil	
<i>A. bimaculata</i> (PANZER, 1798)	x	x	k/m	Sa	
<i>A. crassipes</i> LEPELETIER, 1841	♀	♀	m; N		
<i>Ceratina cucurbitina</i> (ROSSI, 1792)		♀	k	St	
<i>C. cyanea</i> (KIRBY, 1802)	x	x	k/m	St	
<i>Eucera dentata</i> GERMAR, 1839	x	x	k	P	3
<i>E. longicornis</i> (LINNAEUS, 1758)		♀	k	P	
<i>Nomada alboguttata</i> HERRICH-SCHÄFFER, 1839	♀	x	k; k/m	K*	3
<i>Xylocopa iris</i> (CHRIST, 1791)		♀	k	St	2
<i>X. valga</i> GERSTAECKER, 1872	♀	♀	k	T	3

ERLÄUTERUNGEN ZU TABELLE 1

- Unterfamilie/Art: grau hinterlegt sind Arten, für die das Untersuchungsgebiet aus gesamtschweizerischer Sicht eine überragende Bedeutung als Refugium hat (WESTRICH, 1997). 94 / 95 (♀, ♂, x): ♀ = nur Weibchen; ♂ = nur Männchen; x: beide Geschlechter im genannten Jahr nachgewiesen.
- Nachweismethode: k = Kescher, m = Malaisefalle, N = in Nisthilfe übernachtend, Z = durch Zucht aus Nisthilfen nachgewiesen.
- Spezialist: Arten mit Bindung an spezifische Ressourcen als Pollenquellen (P), als Wirte (K = Kuckucksbiene; K* = mit spezifischer Wirtsart) oder beim Nisten (F = Fels, Sa = Sand, Sch = Schneckenhäuser, St = dürre Stengel, Steil = Steilwände, T = Totholz).
- Rote Liste Süd-CH: RL = Gefährdungsgrad in der Roten Liste für die Südschweiz (nach AMIET, 1994): 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, 4 = durch Seltenheit potentiell gefährdet.

Flächenvergleich und Gebietsnutzung durch Wildbienen

Hier werden die Resultate von 1995 dargestellt, weil diese die Zonationstypen gleichmässiger abdecken. Tendenziell wurden die Wildbienen in beiden Jahren auf unbeeinträchtigten Flächen öfter beim Blütenbesuch beobachtet und auf den vom Hochwasser veränderten Flächen vorwiegend Nistaktivitäten festgestellt.

Auf SA₂ konnten am meisten Wildbienen beobachtet werden (total 149 Individuen), gefolgt von STm₂, STm₁ und STmm₁. Somit wiesen die unbeeinträchtigten Flächen mit wenig Moos und die stark umstrukturierten Sandflächen die höchsten Beobachtungszahlen auf.

Die Anzahl festgestellter Arten verteilte sich nach einem ähnlichen Muster: Die meisten wurden auf SA₂ und STm₂ erfasst (je 27), auch STm₁ und SA₁ waren artenreich. Eine Ähnlichkeitsanalyse der Juli-Daten zeigte, dass bezüglich Vegetation und Oberflächenstruktur ähnliche Standorte auch ähnliche Artengemeinschaften von Wildbienen aufwiesen. Im Gegensatz zu 1995 wurden 1994 die veränderten Flächen tendenziell von mehr Arten aufgesucht als die unbeeinträchtigten Standorte. Die Flächennutzung konnte in den beiden Beobachtungsjahren nicht direkt verglichen werden, weil Methoden und Flächenauswahl teilweise verschieden waren.

Beim flächenspezifischen Vergleich war die Aktivität «Blütenbesuch» auf den schwach bemoosten, nicht veränderten Steppenflächen (STm) mit über 70 % aller Beobachtungen sowie auf einer der SA-Flächen (85 %) sehr hoch. Auf den moosreichen STmm-Flächen lagen sie deutlich niedriger, dafür wurden auf STmm₁ viele patrouillierende Männchen registriert und bei STmm₂ war der Anteil «Nistaktivität» hoch. Die vom Hochwasser beeinflussten STk-Flächen verzeichneten weniger Blütenbesuchsaktivitäten (durchschnittlich 30 %), ebenso diejenigen in der Zone STs. Auf STk₁ betraf rund die Hälfte der Beobachtungen patrouillierende Männchen. 1995 wurden Nistaktivitäten nur auf STmm₂, STs₁, STs₂ (in dieser Zone rund 10 % aller Beobachtungen betreffend) und SA₁ registriert, wobei kein Zonationstyp signifikant bevorzugt bzw. gemieden wurde. Auf der Schotterfläche SCH wurden die Bienen fast ausschliesslich beim Besuch der spärlichen Blüten beobachtet, Nestbau konnte hier nur für *Megachile parietina* und ein Weibchen von *Megachile pilidens* nachgewiesen werden.

Blütenbesuche

Für Wildbienen spielte die Anzahl geeigneter Blütenpflanzen auf den Standorten eine kleinere Rolle als das ganze Blütenangebot oder die Verteilung der Blüten.

Auf den unbeeinträchtigten Standorten wurden jeweils entsprechend dem reicheren Blütenangebot mehr Blütenbesuche beobachtet als auf den veränderten Flächen. Im Unterschied zum ersten Sukzessionsjahr (1994), als auf der Schotterfläche mangels Blütenangebot keine Besuche beobachtet wurden, konnten solche bereits 1995 verzeichnet werden. Der Anteil oligolektischer Arten betrug in beiden Jahren rund 25%. Vier Pflanzenarten stellten sich als die wichtigsten Pollenquellen heraus (Tab. 2): *Astragalus onobrychis* (im Juni), *Centaurea vallesiaca* (Juli und August), *Reseda lutea* (Juli und August) und *Odontites luteus* (August und September). *C. vallesiaca* war vorwiegend auf unbeeinträchtigten Flächen vorhanden, die Pionierart *R. lutea* auf veränderten Flächen. An *C. vallesiaca* konnten die meisten Blütenbesuche beobachtet werden und sie wies in beiden Jahren das grösste Besucherspektrum auf (insgesamt 27 Wildbienenarten).

Tab. 2. Besucherspektrum auf den vier für die Wildbienen wichtigsten Blütenpflanzen. Oligolektische Arten hervorgehoben.

Pflanzenart	Bienenarten
<i>Astragalus onobrychis</i>	<i>Andrena ovatula</i> , <i>A. wilkella</i> , <i>Anthidium laterale</i> , <i>A. punctatum</i> , <i>A. strigatum</i> , <i>Anthophora aestivalis</i> , <i>Coelioxys conoidea</i> , <i>Eucera longicornis</i> , <i>Halictus</i> sp, <i>Megachile maritima</i> , <i>M. parietina</i> , <i>M. pilidens</i> , <i>Melitturga clavicornis</i> , <i>Osmia aurulenta</i> , <i>O. claviventris</i> , <i>O. tridentata</i> , <i>Xylocopa valga</i> (17 Arten)
<i>Centaurea vallesiaca</i>	<i>Ammobates punctatus</i> , <i>Andrena carbonaria</i> , <i>Anthidium laterale</i> , <i>A. scapulare</i> , <i>A. manicatum</i> , <i>A. strigatum</i> , <i>Anthophora bimaculata</i> , <i>Ceratina cyanea</i> , <i>Dasypoda hirtipes</i> , <i>Dioxys tridentata</i> , <i>Eucera dentata</i> , <i>Halictus scabiosae</i> , <i>H. sexcinctus</i> , <i>H. simplex</i> , <i>H. smaragdulus</i> , <i>H. subauratus</i> , <i>Lasioglossum calceatum</i> , <i>L. leucozonium</i> , <i>Megachile maritima</i> , <i>M. melanopyga</i> , <i>M. parietina</i> , <i>M. pilidens</i> , <i>Melitturga clavicornis</i> , <i>Osmia crenulata</i> , <i>O. submicans</i> , <i>O. truncorum</i> , <i>Stelis breviuscula</i> (27 Arten)
<i>Odontites luteus</i>	<i>Anthidium strigatum</i> , <i>Coelioxys afra</i> , <i>Colletes sierrensis</i> , <i>Halictus smaragdulus</i> , <i>H. subauratus</i> , <i>H. tumulorum</i> , <i>Hylaeus gibbus</i> , <i>H. signatus</i> , <i>Lasioglossum morio</i> , <i>L. zonulum</i> , <i>Melitta tricincta</i> , <i>Pseudapis diversipes</i> (12 Arten)
<i>Reseda lutea</i>	<i>Andrena nigroaenea</i> , <i>Anthidium oblongatum</i> , <i>A. strigatum</i> , <i>Coelioxys afra</i> , <i>Colletes nigricans</i> , <i>Halictus confusus</i> , <i>Hylaeus signatus</i> , <i>Lasioglossum</i> sp, <i>Megachile</i> sp, <i>Pseudapis diversipes</i> (10 Arten)

Nestfunde

Über die Hälfte der im Rottensand nachgewiesenen Wildbienenarten gehörte zu den Bodenbrütern (57%, vgl. Abb. 1). Hohlraumbrüter und Kuckucksbienen, die keine eigenen Nester bauen, bildeten ebenfalls grössere Anteile (18% bzw. 14%). Nur wenige Arten nagten ihre Nester selbst in das Mark dürer Pflanzenstengel (6%), einige bauten Freinester aus pflanzlichem oder mineralischem Mörtel an Substrate (4%) und nur eine Art nagte ihr Nest in Totholz (*Xylocopa valga*). 1994 wurden 23, 1995 44 Nester gefunden. Es handelte sich grösstenteils um Bodennester oder um Mörtelnester von *Megachile parietina*.

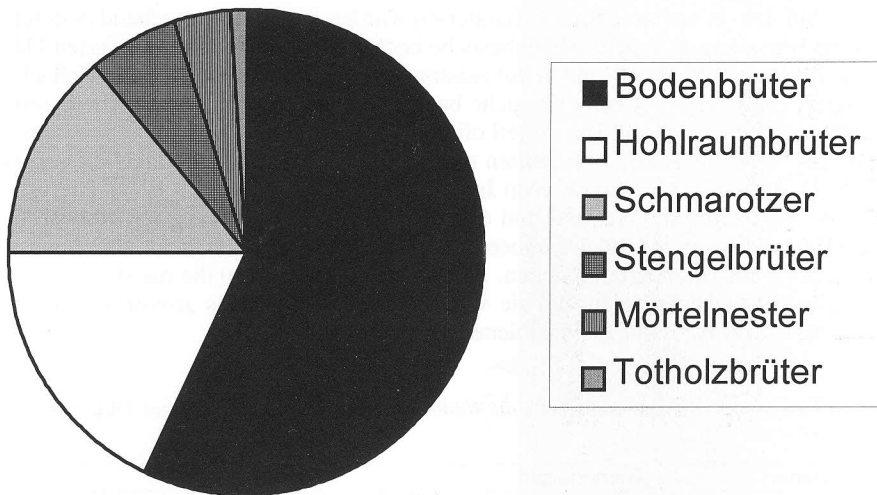


Abb. 1. Nistweise der 1994 und 1995 im Rottensand nachgewiesenen Arten.

Vom Bodenbrüter *Anthophora bimaculata* wurden 1995 7 Nester gefunden, die sich entweder auf unbeeinträchtigten Flächen (STm, STmm) oder auf STs-Flächen befanden. Im Gegensatz dazu befanden sich die 1994 gefundenen 5 Nester auf veränderten Flächen mit höchstens lockerer Vegetation, was auch für die anderen Bodenbrüter zutraf. *A. bimaculata* nistete sowohl in Kompakt-, als auch in Lockersand, schien jedoch Kompaktsand zu bevorzugen.

Die 20 gefundenen Mörtelnester stammten alle von *M. parietina*. Sie baut Freinester aus mineralischem Mörtel an Steine oder Blöcke. Die Nester befanden sich auf den Zonationstypen STm, STmm und STs, einige auf SCH. Zwei der 1994 gefundenen Nester wurden 1995 wieder verwendet.

1994 wurde ein Nest von *Xylocopa valga* gefunden. Es befand sich in altem Totholz (Länge 40 cm, Durchmesser 15 cm) auf der Schotterfläche. Die Brutzellen waren in einem fingerdicken, abgewinkelten Gang angelegt.

1994 wurden keine Stengelnester gefunden. Erst 1995 bestand ein Angebot an geeigneten dünnen Stauden von *Artemisia vulgaris*, die sich alle auf beeinträchtigten, sandigen Flächen (im Zonationstyp STs) oder auf kleinen Sandflecken befanden. Alle gefundenen Nester von Stengelbrütern befanden sich in dünnen, letztjährigen Stengeln, die oben abgebrochen waren. Das Mark war für die Wildbienen somit frei zugänglich und viele dieser Stengel wurden ausgehöhlt. 6 Nester stammten sicher, 3 weitere möglicherweise von *Osmia tridentata*. Die genutzten Stengel wiesen Aussendurchmesser von 7 bis 15 mm auf; sämtliche Innendurchmesser der genagten Nestgänge betrugen 5 mm. Ein weiteres Nest stammte von *Ceratina cucurbitina*; die Aussen- und Innendurchmesser dieses Stengels waren kleiner. 1995 wurden im beeinträchtigten Bereich (Zonationstypen STs und SA) 24 *Artemisia*-Stauden mit 128 Zweigen (Aussendurchmesser mindestens 4 mm) erfasst. Je grösser der Aussendurchmesser war, desto eher war der Stengel ausgehöhlt (Abb. 2): Ab 8 mm Aussendurchmesser war bei allen Stengeln das Mark ausgeräumt, Stengeldurchmesser unter 5 mm waren für die meisten Wildbienen als Nestressource ungeeignet.

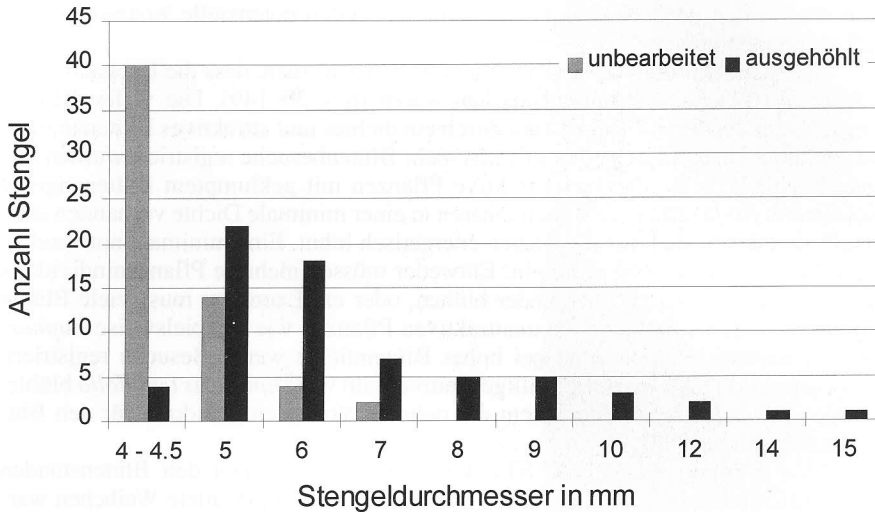


Abb. 2. Beziehung zwischen Aussendurchmesser durrer *Artemisia vulgaris*-Stengel und ihrer Nutzung durch Wildbienen.

DISKUSSION

Artenliste

Der Rottensand weist eine sehr artenreiche Wildbienenfauna auf. Er bietet mit seinem kontinentalen, trockenwarmen Klima und der lockeren Steppenvegetation für viele Arten ideale Lebensbedingungen (MÜLLER, 1991). Ein Grossteil der Arten wurde so selten beobachtet, dass niedrige Populationsdichten angenommen werden müssen. Deshalb ist zu erwarten, dass in den 2 Beobachtungsjahren nicht das gesamte Artenspektrum erfasst werden konnte. Dies wird auch durch die Tatsache gestützt, dass 1995 21 Arten aus dem Vorjahr nicht mehr nachgewiesen werden konnten, jedoch 35 neue Arten erfasst wurden. Der Erfassungsgrad der Weibchen ist höher, weil sie sich mehr auf Blüten aufhalten als die Männchen und der Grossteil der Beobachtungen von Blütenbesuchen stammt.

Flächenvergleich und Gebietsnutzung durch Wildbienen

Die einzelnen Zonationstypen unterschieden sich hinsichtlich Oberflächenzusammensetzung und Vegetation. Da diese beiden Parameter hauptsächlich das Vorkommen von Wildbienen bestimmen (Nistplatz und Nahrungsangebot), waren Unterschiede zwischen den Flächen auch in den Artengemeinschaften zu erkennen, jedoch war kein Gradient in Abhängigkeit vom Hochwassereinfluss ersichtlich. Trotzdem ist zu erwarten, dass es im Laufe der nächsten Jahre zu Verschiebungen im Artengefüge der Wildbienen kommt, dies unter der Annahme, dass die von uns definierten Zonationstypen ungefähr einer zeitlichen Abfolge in der Sukzession entsprechen.

Bei einigen Arten war eine Teilung des Gebietes in einen Nahrungs- und einen Nistraum erkennbar: *Andrena pilipes*, *Anthidium laterale* und *Anthophora bimaculata* sammelten im unbeeinträchtigten Steppenteil an *Centaurea vallesiaca* Pollen,

während in den benachbarten beeinträchtigten Teilen potenzielle Nistmöglichkeiten vorhanden waren.

Bei den Aktivitätsvergleichen muss beachtet werden, dass die Beobachtungszahlen pro Fläche sehr unterschiedlich waren ($n = 20\text{--}149$). Die vielen Blütenbesuche auf den STm-Flächen sind durch ein dichtes und attraktives Blütenangebot zu erklären. Dass auf manchen Flächen mehr Blütenbesuche registriert wurden, lag hauptsächlich daran, dass sie attraktive Pflanzen mit geklumpem Blütenangebot aufwiesen. Auch attraktive Blüten müssen in einer minimalen Dichte vorhanden sein, damit sich der Besuch für die Bienen energetisch lohnt. Eine minimale notwendige Blühdichte ist schwer zu ermitteln: Entweder müssen mehrere Pflanzenindividuen der betreffenden Art nebeneinander blühen, oder ein Exemplar muss viele Blüten aufweisen. An als Pollenquelle unattraktiven Pflanzen wie beispielsweise *Euphorbia seguieriana* wurden auch bei hoher Blütendichte wenig Besuche registriert. Abgesehen von SA₂, wo ein auffälliges Individuum von *Diploaxis tenuifolia* blühte, wurden in beiden Jahren vor allem die unbeeinträchtigten Standorte für den Blütenbesuch aufgesucht.

Auf STmm₁, STk_{1,2} und STs₂ konnten viele zwischen den Blütenständen patrouillierende Männchen beobachtet werden, die auf unbegattete Weibchen warteten. Entsprechend waren auf diesen vier Flächen verhältnismässig mehr Männchen (ein bis zwei Drittel aller Beobachtungen) beobachtet worden als auf den anderen Flächen. Mit grosser Wahrscheinlichkeit handelte es sich dabei oft um die gleichen Individuen, da sie wochenlang auf denselben Flächen angetroffen wurden. EICKWORT & GINSBERG (1980) zeigten mit individuellen Markierungen, dass Männchen täglich in einem «home range» von 18–49 m² gefangen werden können.

Blütenbesuch

Für Wildbienen spielte die Anzahl geeigneter Blütenpflanzen auf den Standorten eine kleinere Rolle als das ganze Blütenangebot oder die Verteilung der Blüten.

Die zu den Asteraceen gehörende *Centaurea vallesiaca* spielte für die Wildbienen im Rottensand eine zentrale Rolle; sie wurde mit Abstand am häufigsten und von den meisten Arten besucht. Asteraceen sind für Wildbienen generell attraktiv (WESTRICH, 1990), da das Pollen- und Nektarangebot über den ganzen Tag reichlich vorhanden und der Nektar auch für kurzrüsslige Wildbienen zugänglich ist. *C. vallesiaca* liebt steinige Böden und scheint konkurrenzschwach zu sein, denn in dichter Vegetation in den alten Steppen des Rottensandes fehlte sie weitgehend und wuchs bevorzugt an gestörten Stellen. Als zweijährige Pflanze konnte sie 1994 auf den vom Hochwasser veränderten Flächen noch gar nicht blühen, wird aber im Verlaufe der nächsten Jahre lokal in grösserer Dichte zu erwarten sein. *Reseda lutea* hingegen ist eine Pionierpflanze, welche trockene und steinige Böden besiedeln kann und bereits im ersten Jahr blüht. *Astragalus onobrychis* kann die neuen Rohbodenflächen schnell besiedeln, kommt aber als ausdauernde Steppenart erst nach Jahren, bzw. in mittleren und späten Sukzessionsstadien zu voller Entwicklung.

Nester

Die Nistplatzwahl ist artspezifisch hochspezialisiert (WESTRICH, 1990) und von vielen Faktoren abhängig. Bodenbrüter bevorzugen trockene, leichte Erde, wobei die Stellen am Morgen sonnenexponiert sein sollten (BATRA, 1984). Die gefundenen Bodennester waren bevorzugt in sandigem Boden, welcher mehr oder weniger kompakt war. Einerseits ist ein geringer Tonanteil wegen der Wasserdurchlässigkeit wich-

tig, denn viele Bienen brauchen gut entwässerte Substrate, da die Nester in Staunässe leicht verpilzen würden (BROCKMANN, 1979; TANACS, 1979). Andererseits muss der Sand einen gewissen Anteil an bindigem Feinmaterial aufweisen, da gegrabene Gänge sonst einstürzen bzw. gar nicht erst angefertigt werden können (WESTRICH, 1990). Die meisten Bodenbrüter bevorzugten wegen der Besonnung locker bewachsene oder vegetationsfreie Neststandorte. Diese Bedingungen fanden sie nur auf den vom Hochwasser veränderten Standorten vor und dementsprechend wurden in beiden Jahren Nistaktivitäten mehrheitlich auf den beeinträchtigten Flächen festgestellt.

Die Siedlungsdichte und Diversität von bodennistenden Hymenopteren hängt hauptsächlich von der kleinräumigen Strukturvielfalt der Bodenoberfläche und der Pflanzenbedeckung ab (WESSERLING & TSCHARNTKE, 1995). Durch die Schaffung eines kleinräumigen Mosaiks von Sandflecken und lockerer Vegetation, von neuen Abbruchkanten und einem welligen Relief wurde das Gebiet durch den Hochwassereinfluss vor allem für Sandbewohner aufgewertet.

Ein grosser Teil der gefundenen Nester stammte von *Megachile parietina*. Das Angebot an Steinblöcken, die als Substrate für ihre Mörtelbauten verwendet werden können, war sowohl in der Steppe als auch auf der Schotterfläche unbeschränkt, ebenso das benötigte Baumaterial. Viele Nester befanden sich auf beeinträchtigtem Gebiet, auf der Fläche SCH bis 50 m von der Steppe entfernt. Interessant ist die Tatsache, dass im Rottensand alle Nester auf der Schattseite der Blöcke gebaut waren, während sie in höheren Lagen am Talhang (z.B. Jeizinen, ca. 1500 m) nur auf der Sonnseite zu finden sind. Dies kann als Reaktion auf die hohen Temperaturen im Rottensand (vgl. ZEHNDER & ZETTEL, 1999) interpretiert werden.

Die Nester von *Osmia tridentata* befanden sich alle in dünnen, aufrechten Stengeln von *Artemisia vulgaris*. Als Ruderalpflanze, die lockere, nährstoffreiche Böden bevorzugt (HESS *et al.*, 1976), kann sie sich nicht in alten Steppen behaupten und ist im Rottensand weitgehend auf konkurrenzarme, gestörte Böden beschränkt. Wie WESTRICH (1990) erwähnt, kann es vor allem unter den oberirdisch nistenden Wildbienen zu Nistplatzkonkurrenz kommen. Bisweilen werden begonnene Nester von Weibchen derselben oder einer anderen Art überbaut, was auch im Rottensand beobachtet werden konnte. Für Stengelbrüter kann somit ein Hochwassereinfluss von grossem Vorteil sein, weil dadurch das Nistplatzangebot stark erhöht wird.

Beim Hochwasser wurde sehr viel Föhrenholz angeschwemmt. Für die Besiedlung durch Wildbienen muss Koniferenholz 3–6 Jahre alt sein, damit sein Harzgehalt nur noch gering ist (SAKAGAMI & MICHENER, 1962). Das in den beiden Untersuchungsjahren vorhandene Schwemmholz war jedoch in den meisten Fällen frisch und somit als Nistsubstrat noch zu jung. Für spätere Jahre wird aber das auf der Schotterfläche abgelagerte Totholz eine Bereicherung des Nistplatzangebotes darstellen.

Aus dem mitten auf dem Schotterfeld angebrachten Nistkasten schlüpfen in der Zucht nur *Osmia crenulata*. Mit 17 besetzten Röhrchen wies dieser Nistkasten eine hohe Besiedlung auf. Die Attraktivität dieses Nistkastens war erstaunlich, weil ein Nahrungsangebot in unmittelbarer Nähe fehlte. Es gibt unter den Wildbienen jedoch Arten, die auf den Sammelflügen beträchtliche Distanzen zurücklegen, was auch für *O. crenulata* zuzutreffen scheint.

Sukzessionsverlauf und Habitat-Management

Durch die direkte Einwirkung des Hochwassers wurden die um diese Jahreszeit im Boden befindlichen Entwicklungsstadien der Wildbienen wohl kaum beeinträchtigt, da in den geschlossenen Nestern bei Überschwemmung Luftblasen erhal-

ten bleiben. An Stellen mit Bodenabtragung oder Aufschüttungen dagegen werden alle im Oberboden vorhandenen Insekten zerstört bzw. am späteren Schlüpfen gehindert. Wie diese Arbeit aufzeigt, hatte die Überschwemmung aber auch deutlich positive Auswirkungen. Sie schuf ein vielfältiges und oft kleinräumiges Mosaik verschiedenster Boden- und Oberflächenstrukturen. Ein Auflockern der Vegetation und zumindest teilweises Abtragen der Moosschicht resultiert in einer Erhöhung des Nistplatzangebotes, was nach GESS & GESS (1993) zu einer Zunahme der Populationsgrößen oder der Artenzahl von Wildbienen führt. Wenn die Vegetation durch das Hochwasser nicht vollständig zerstört wird, bleibt gleichzeitig ein attraktives Blütenangebot bestehen. Deshalb ist die Wiederherstellung einer massigen Auen- und Rottensanddynamik im Rottensand wünschenswert. Allerdings dürfen dabei die noch vorhandenen Steppenfragmente nicht beeinträchtigt werden, weil sie letzte Refugien einer gefährdeten Fauna darstellen; diese Habitate sind ökologisch und faunistisch nicht vergleichbar mit den Trockensteppen an den Talhängen. Im Rahmen des geplanten Habitat-Managements soll der Rhone eine vermehrte Dynamik zugestanden werden, indem die Dämme reduziert werden. Um aber ein langfristiges Nebeneinander von verschiedenen Sukzessionsstadien und alten Steppen im Rottensand zu ermöglichen, müssen gleichzeitig die immer weiter in die Steppe vordringenden Föhren zurückgedrängt und die Verinselung der offenen Habitate rückgängig gemacht werden.

ZUSAMMENFASSUNG

Im Pfynwald wurde nach dem Katastrophenhochwasser der Rhone von 1993 die Wiederbesiedlung der in verschiedenem Mass umstrukturierten Steppenflächen durch Wildbienen (Hymenoptera, Apidae) untersucht. Insgesamt konnten 1994 und 1995 101 Wildbienenarten (ohne Gattungen *Bombus* und *Apis*) erfasst werden, wobei 31 Arten auf der Roten Liste für die Südschweiz stehen. Für 19 Arten stellt das Gebiet aus gesamtschweizerischer Sicht ein Refugium dar. *Lasioglossum laevidorsum* wurde 1994 erst zum zweiten Mal in der Schweiz nachgewiesen. Blütenbesuche von Wildbienen wurden öfter auf unbeeinträchtigten Flächen beobachtet, da das attraktive Blütenangebot im überschwemmten Gebiet vermindert worden war. Die wichtigsten Pollenquellen stellten *Centaurea vallesiaca*, *Reseda lutea*, *Astragalus onobrychis* und *Odontites luteus* dar. Nistaktivitäten konnten vor allem auf vom Hochwasser veränderten Flächen festgestellt werden: Bodenbrüter wie *Anthophora bimaculata* bevorzugten sandigen Boden an locker bewachsenen oder vegetationsfreien Standorten. *Megachile parietina* fand ausreichend Steinblöcke und Baumaterial für ihre Nester und auch für Stengelbrüter wie *Osmia tridentata* oder Totholzbrüter wie *Xylocopa valga* wurde das Nistplatzangebot durch das Hochwasser erhöht. Allgemein profitierten die Wildbienen von dem vielfältigen und kleinräumigen Mosaik von Nahrungsressourcen und Nistplätzen, welches durch die Überschwemmung entstanden ist.

DANK

Wir danken der Familie BIERI für das freundliche Gastrecht sowie F. AMIET und A. MÜLLER für ihre hilfreichen Ratschläge. G. ZEHNDER und M. GROSSRIEDER danken wir für die Durchsicht des Manuskriptes und wertvolle Kommentare.

LITERATUR

- AMIET, F. 1994. Rote Liste der gefährdeten Bienen der Schweiz. In: BUWAL (ed.), *Rote Listen der gefährdeten Tierarten in der Schweiz*.
- BATRA, S.W.T. 1984. Solitary bees. *Scient. Am.* 250: 86–93.
- BROCKMANN, H.J. 1979. Nest-site selection in the great digger wasp, *Sphex ichneumoneus* L. (Sphecidae). *Ecol. Entomol.* 4: 211–224.
- EICKWORT, G.C. & GINSBERG, H.S. 1980. Foraging and mating behaviour in Apoidea. *Ann. Rev. Entomol.* 25: 421–446.
- GESS, F.W. & GESS, S.K. 1993. Effects of increasing land utilization on species representation and diversity of aculeate wasps and bees in the semi-arid areas of Southern Africa. In: LASALLE, J. & GAULD, I.D. (eds.), *Hymenoptera and Biodiversity*, pp. 83–113. CAB International, Wallingford.

- GROSSRIEDER, M. & ZETTEL, J. 1999. Auensukzession und Zonation im Rottensand (Pfynwald, Kt. VS). III. Wiederbesiedlung einer Überschwemmungsfläche durch Ameisen (Hymenoptera, Formicidae). *Mitt. Schweiz. Ent. Ges.* 72: 153–164.
- HESS, H.E., LANDOLT, E. & HIRZEL, R. 1976. *Flora der Schweiz*. 2. Aufl. Birkhäuser, Basel.
- KREBS, C.J. 1989. *Ecological methodology*. Harper & Row, New York
- LOEFFEL, K. 1996. *Auensukzession im Rottensand (VS): Wiederbesiedlung der Überschwemmungsflächen durch Wildbienen (Hymenoptera Apoidea)*. Diplomarbeit Zool. Inst. Univ. Bern.
- MÜHLENBERG, M. 1989. *Freilandökologie* (2. Aufl.). Quelle & Meyer, Heidelberg.
- MÜLLER, A. 1991. Die Bienenfauna (Hymenoptera, Apoidea) des Schaffhauser Randens (Nordschweizer Jura). *Mitt. Naturf. Ges. Schaffhausen* 35: 1–35.
- MÜLLER, P. & ZETTEL, J. 1999. Auensukzession und Zonation im Rottensand (Pfynwald, Kt. VS). IV. Wiederbesiedlung einer Überschwemmungsfläche durch Heuschrecken (Saltatoria). *Mitt. Schweiz. Ent. Ges.* 72: 165–174.
- SAKAGAMI, S.F. & MICHENER, C.D. 1962. *The nest architecture of the sweat bees (Halictinae); a comparative study*. Univ. Kansas Press, Lawrence.
- STREICH, S. 1995. *Beobachtungen an Wildbienen (Hymenoptera, Apoidea) im Rottensand/VS nach der Hochwasserkatastrophe 1993*. Diplomarbeit Zool. Inst. Univ. Bern.
- TANACS, L. 1979. Regeneration of the apoidea insect fauna in the flood area, as a function of the ecological conditions. *Tiscia (Szeged)* 14: 175–185.
- SCHWARZ, M., GUSENLEITNER, F., WESTRICH, P. & DATHE, P.P. 1996. Katalog der Bienen Österreichs, Deutschlands und der Schweiz (Hymenoptera, Apidae). *Entomofauna Suppl.* 8: 1–398.
- WESSERLING, J. & TSCHARNTKE, T. 1995. Das Heimfindervermögen von Stechimmen und die Verinselung von Lebensräumen. *Mitt. Dt. Allg. Angew. Ent.* 10: 323–326.
- WESTRICH, P. 1990. *Die Wildbienen Baden-Württembergs*. Bd I und II, 2. Aufl. Ulmer, Stuttgart.
- WESTRICH, P. 1997. *Gesamtartenliste der im Gebiet Rottensand nachgewiesenen Wildbienen-Arten (Hymenoptera, Apidae)*. Interner Arbeitsbericht.
- WESTRICH, P. & DATHE, P.P. 1997. Die Bienenarten Deutschlands (Hymenoptera, Apidae). Ein aktualisiertes Verzeichnis mit kritischen Anmerkungen. *Mitt. ent. Ver. Stuttgart* 32: 3–34.
- ZEHNDER, G. & ZETTEL, J. 1999. Auensukzession und Zonation im Rottensand (Pfynwald, Kt. VS). I. Wiederbesiedlung einer Überschwemmungsfläche durch Grabwespen (Hymenoptera, Sphecidae). *Mitt. Schweiz. Ent. Ges.* 72: 123–137.

(erhalten am 26. März 1999; angenommen am 12. April 1999)