Gredleriana Vol. 5 / 2005 pp. 237 - 262

Siedlungsdichte, Habitatwahl und Gefährdungssituation von Ameisen (Hymenoptera, Formicidae) in Prader Sand und Schludernser Au (Italien, Südtirol)

Florian Glaser

Abstract:

Densities, habitat preferences and threat of ants (Hymenoptera, Formicidae) in Prader Sand and Schludernser Au (South Tyrol, Italy)

The ant fauna of the Prader Sand and the Schludernser Au (Vinschgau, Southern Tyrol, Italy) was studied 2000 and 2003 by pitfall trapping, hand sampling, netting, sieving and nest counts. At 37 plots 29 species of ants were collected. Due to recorded workers or colonies 24 species can be considered as autochthonous. *Ponera testacea* Emery, 1895 represents a new record for South Tyrol. The faunal similarity between Prader Sand and Schludernser Au is relatively low. Highest frequencies are reached by *Formica selysi* (only recorded in the Prader Sand) and *Myrmica rubra*. Mean species numbers and nest densities are highest in dry grassland and decline in woodland, shore lines and gravel bars. Patterns of nest densities of single species in different habitat types are presented. An autecological analysis of selected environmental variables, regarding substrates and vegetation structures shows significant differences for most species. Strong impact of these variables is also demonstrated by the results of a canonical correspondence analysis. The faunal composition is described by a gradient from early succession stages to woodland sites and by a further gradient between regularly flooded sites and rarely flooded sites. Dynamic shore lines, open habitats with sparse vegetation and dry grassland are inhabited by some specialized and partly threatened ant species and therefore particularly need protection. Invasion of shrubs and succession to woodland, as a result of restricted dynamic can endanger this diversity.

Keywords: Formicidae, ants, floodplain, vegetation structure, conservation, South Tyrol, Italy

1. Einleitung

Naturnahe Auen und Ufer gehören zu den am meisten gefährdeten Lebensräumen Mitteleuropas. Auch in den Talböden der Alpen sind Auenlandschaften auf winzige Reste zusammengeschmolzen. Trotz ihrer geringen rezenten Ausdehnung bilden sie dennoch wichtige Refugien für bedrohte Tier- und Pflanzenarten. Auch Ameisen erreichen in mitteleuropäischen Auen hohe Artenzahlen und eine Reihe stenotoper, teilweise gefährdeter Ameisenarten weist in diesem Lebensraum sogar einen Verbreitungsschwerpunkt auf (Ambach 1999, Lude et al. 1996, 1999, Weber 2003, Glaser 2002, 2005, Glaser et al. 2003, Schlick-Steiner & Steiner 2002).

Im Vinschgau stellen Prader Sand und Schludernser Au („Geschütztes Biotop“) bedeutende Reste naturnaher Auenlandschaft in der intensiv genutzten Talsohle dar. Im Zuge einer vom Amt für Wildbach- und Lawinenverbauung beauftragten Studie („Kurzstudie Prader Sand“) konnten im Jahr 2000 ameisenkundliche Erhebungen im Gebiet „Die Prader Sand“ durchgeführt werden (Glaser 2000). Ergänzend wurden im Jahr

2003 Nachuntersuchungen in der Schludernser Au durchgeführt. Da die faunistischen Daten dieser Arbeiten bereits im Rahmen einer regionalen Übersicht dargestellt wurden (Glaser 2003), war es naheliegend, auch die ökologischen und naturschutzfachlichen Ergebnisse aus diesen beiden Auenresten zu präsentieren. Inzwischen liegen auch ökologische und faunistische Informationen zur Ameisenfauna an der Etsch aus dem Burggrafenamt und dem Unterland vor (Glaser 2005).
In dieser Arbeit sollen vor allem ökologische und naturschutzfachliche Aspekte behandelt werden. Neben Siedlungsdichte und Artenzahl in verschiedenen Biotoptypen wurden auch Ansprüche einzelner Arten im Hinblick auf ausgewählte Habitatstrukturen (Deckungsgrad der Vegetation, Substrat) untersucht.

2. Untersuchungsgebiet

Die Prader Sand bildet einen relativ großflächigen Umlagerungs- und Auenbereich des Suldenbaches zwischen der Ortschaft Prad und seiner Einmündung in die Etsch. Neben Resten noch regelmäßig überschwemmter Uferbereiche mit Schotterbänken und -inseln, Auwäldern (v.a. Grauerle *Alnus incana*) und Röhrichtzonen sind vor allem offene Xerothermstandorte, insbesondere erhöhte, teilweise ruderalisierte Schotterflächen und lückige Trockenrasen für das Gebiet typisch. Diese erhöhten xerothermen Flächen werden aufgrund der Eintiefung des Suldenbaches in Folge künstlicher Eingriffe nicht mehr regelmäßig überschwemmt. Größere Flächen waren 2000 bereits verbuscht bzw. verwaldet und trugen Pioniergehölze (v.a. Sanddorn-Weidengebüsche). Seit 2000 sind im Rahmen von Biotoppflegemaßnahmen durch das Amt für Wildbach- und Lawinenverbauung, Südtirol, Rodungen erfolgt. Durch die Entfernung einer betonierten Furt im unteren Bereich des Suldenbachs konnte außerdem der Anteil von offenen, regelmäßig umgelagerten Schotterbänken beträchtlich erhöht werden.
Anthropogen genutzt wird der südöstliche Bereich der Prader Sand als Gewerbegebiet (u.a. Schottergewinnung). Im Nordostbereich des Areals befinden sich drei als Angelteiche genutzte Baggerseen und ein Gasthaus. Diese Bereiche liegen außerhalb der „Kernzone" und wurden aus den Untersuchungen ausgeklammert.
Die Schludernser Au wird im Gegensatz zur Prader Sand mehr von Auwald (v.a. Schwarzerle *Alnus glutinosa*) geprägt. Dynamische Kies- und Schotterflächen sind weniger stark ausgeprägt. Allerdings sind durch Beweidung xerotherme Bereiche mit lückiger Trockenrasenvegetation vorhanden.

Folgende Standorte wurden beprobt:

Prader Sand (PS):
Fallenstandorte (siehe auch Abb. 1): I - Schotterufer; II - erhöhte Schotterbank; III - erhöhte Schotterbank mit ausgeprägter Moosschicht; IV - dichtere Weidenau; V - Auwaldrand mit kleiner Schotterböschung; VI - dichtes Augebüsch mit Sanddorn; VII - ufernaher Gehölzrand mit Schilf (inzwischen weggeschwemmt); VIII - feuchte Schilffur, ca. 5 m vom Ufer entfernt, (seit 2000 aufgelichtet); IX - Schilffläche nahe VIII; X = Schilffläche mit kleinem Tümpel (seit 2000 stärker zugewachsen); XI - trockenes Gebüsch mit Sanddorn.

Abb. 1: Luftbild der Prader Sand mit eingezeichneten Untersuchungsstandorten. Signaturen siehe Text.

Transektflächen:

Die Standorte 1-7 sowie 17-19 befinden sich südlich des Suldenbaches, 8-16 nördlich des Suldenbaches (siehe auch Abb. 1).

1: Erhöhter, vegetationsarmer und steiniger Schotterkörper mit schütterem krautigen Bewuchs und einzelnen *Salix* sp., *Pinus sylvestris* und *Hippophae rhamnoides*. Ca. 20 m über Wasserspiegel. 2 Transekte (1a, 1b) in 6 m Abstand. Nordexponiert und schwach geneigt (15–20°).

2: Vegetationsarme Schotterbank mit einzelnen größeren Steinen inmitten eines Weidengebüsches. Einzelne kleine *Pinus sylvestris*, *Salix* sp. und Tamarisken (*Myricaria germanica*). Ca. 2 m über Wasserlinie. 2 Transekte in 8 m Abstand (2a, 2b).

3: Weidenbestand (Weichholzau) mit dichtem grasigen und krautigen Unterwuchs (Poaceae, *Phalaris arundinacea*, *Galium aparine*, *Geum urbanum*, *Urtica dioica*). 1 Transekt.

4: Erhöhter Kiesbereich mit lückigem Trockenrasen (z.B. *Daucus carota*, *Thymus* sp.). Moosauflage und einzelnen Weiden; nahe mit Gras bewachsenen Aushubhügeln, sehr heterogen strukturiert. 1 Transekt. Gesiebe auch aus dichterem Trockenrasen und Weidenlaubstreu.

5: Nordostexponierte Dammböschung mit ruderalisiertem Halbtrockenrasen (*Koeleria, Artemisia, Achillea, Centaurea* etc.). Bauschuttablagerungen. 10 m westlich von 3 markanten Weidensträuchern. 1 Transekt.
6: Ca. 50 m lange und 20 m breite ufernahe Schotterbank, 0–50 cm über Wasserlinie. Spärlicher Bewuchs an Uferkante mit *Tussilago farfara*, *Equisetum* sp., *Epilobium*, *Artemisia* und Gräsern. Baggerungen. 2 Transekte. 6a: Ufernahe Schotterbank mit lockerem Bewuchs (*Equisetum, Epilobium,* einzelne Jungweiden und -erlen), in Wassernähe Sand- und Schlickuntergrund, 10–50 cm über Wasserlinie. 6b: 2 m östlich Einmündung eines Seitengrabens. Stärker bewachsene (*Plantago* sp., *Taraxacum* sp.) Kiesbank teilweise mit Schlick und Sand, 10–60 cm über Wasserlinie.
7: Vegetationslose Fläche mit verdichtetem Boden (alter Weg?) auf sandigem Lehm und Kies. 2 m entfernt von Böschungsabfall zum Auwald mit *Hippophae* und *Phragmites*. Ca. 3 m über Wasserlinie. 1 Transekt, Gestreife am Saum.
8: Flussnahe Weichholzaue. Grauerle (*Alnus incana*, ca. 15 cm Stammdurchmesser) dominant, Silberweide (*Salix alba*), gut strukturiert: ausgeprägte Kraut-, Strauch- und Lianenschicht (*Rubus* sp., *Humulus lupulus*, Poaceae, *Urtica, Salvia glutinosa, Lonicera xylosteum*) und reichlich Totholz. 1 Transekt in *Rubus*-dominierten Teilbereich, ca. 10 m von der Etsch entfernt, ca. 3 m über Wasserlinie.
9: Dichter Erlen-Weidenbestand (Weichholzau, Stammdurchmesser ca. 15 cm). Ausgeprägte Kraut- und Strauchschicht (Jungerlen, *Solanum dulcamara, Sambucus nigra, Rubus* sp.). Totholz und Reisig z.T. bodendeckend. 15 m vom Bach. Ca. 2 m über Wasserlinie. 1 Transekt.
10: Lückiger Sandtrockenrasen, z.T. verbuschend (Gräser, z.B. *Festuca* sp., *Petrorhagia saxifraga*, , *Centaurea* sp., *Thymus* sp.), einzelne Jungweiden, Sanddorn, Erlen und Birken. Totholz. 1 Transekt. Gesiebe auch aus Weiden- und Erlenstreu sowie flechtenüberwachsenem Totholz.
11: Verbuschender Trockenrasen mit Weiden und Sanddorn. Im Nahbereich wiesenartige Bereiche mit einzelnen Schilfindividuen und moosigen Schotterflächen. 1 Transekt.
12: Wasserferne Schotterfläche mit lückigem Krautbewuchs (*Plantago* sp., *Potentilla* sp.) und lockerer Moosschicht. Im Nahbereich lockere Weidengebüsche. 2 Transekte (12a, 12b).
13: Sehr locker bebuschter Trockenrasen mit angrenzenden Schotterfluren und Weidengebüschen. *Phragmites communis*, *Hippophae rhamnoides*, *Koeleria, Galium verum, Centaurea* sp., *Lotus*, *Berberis vulgaris*, *Teucrium* sp.. 1 Transekt.
14: Bachnahes Sanddorn-Weidendickicht (verbuschte Schotterbank), ca. 2 m über Wasserspiegel. Lückige Krautschicht und lockere Moosdecke. 1 Transekt in lichterem Bereich mit *Myricaria* und *Rubus*.
15: Ruderalisierte, vegetationsarme Kiesfläche (*Artemisia, Daucus*, Disteln, Brassicaceae, Gräser, *Reseda lutea*) mit Fahrzeugspuren. Im Nahbereich größere Ablagerungen von Totholz. 1 Transekt.
16: Dammkante / Wegrand nahe Böschung zum Auwald mit Sanddorn und lückiger Krautschicht (Gräser, *Thymus, Artemisia, Plantago strictissima*). 1 Transekt.
17: Kiesige Ruderalflur inmitten abgelagerter Blöcke mit lückiger Krautschicht (*Artemisia, Daucus carota, Silene alba, Melilotus* sp., *Berberis*-Sämlinge, *Reseda lutea*, *Echium vulgare*, *Oenothera biennis*, *Petrorhagia saxifraga*). 2 Transekte (17a, 17b).
18: Schlickufer des Suldenbachs mit Schilfröhricht. 1 Transekt.
19: Wegrand / Auwaldsaum: nur qualitativer Kescher- und Handfang.

Schludernser Au (SA):
Transektflächen und Fallenstandorte (siehe auch Abb. 2):
A: Schwarzerlenau mit reichlichem Unterwuchs aus Hochstauden *Rubus*, *Salvia glutinosa* und Krautschicht mit *Oxalis*, Poaceae, *Viola*, *Geranium robertianum*, Laubstreu und Totholz. 1 Transekt.
B: Schwarzerlenau mit nassen Senken und grasigem Unterwuchs; 1 Transekt in nasser Senke mit *Oxalis*, Seggen, Poaceae, Totholz und Laubstreu.
C: Nitrophile, hochwüchsige Hochstaudenflur mit Schilf und Brennessel, ausgeprägte vorjährige Knickschicht. 1 Transekt.
D: Grasiges, schattiges Sand-Schotterufer mit Streuauflage an Bach mit Grauerlenbestand (2000 noch dichter). 1 Transekt im bachnahen, flachen und sandigen Bereich.
E: Schwarzerlenau mit ausgeprägter Strauchschicht (v.a. *Sambucus nigra*) und lückiger Krautschicht, reichlich Totholz (v.a. Zweige) und Laubstreu. 1 Transekt.
D: Lichter Grauerlenbestand an Altarm / Tümpel, grasiger erhöhter Uferbereich (nur 2000 beprobt).
G: Sandige Böschung an Seitenbach, 2000 noch flacher. 1 Transekt auf erhöhten lückigem Trockenrasen neben Weg auf Böschungskrone.
H: Trockenwiese auf Sand, lockere Bebuschung. 2003 nur qualitativ beprobt.

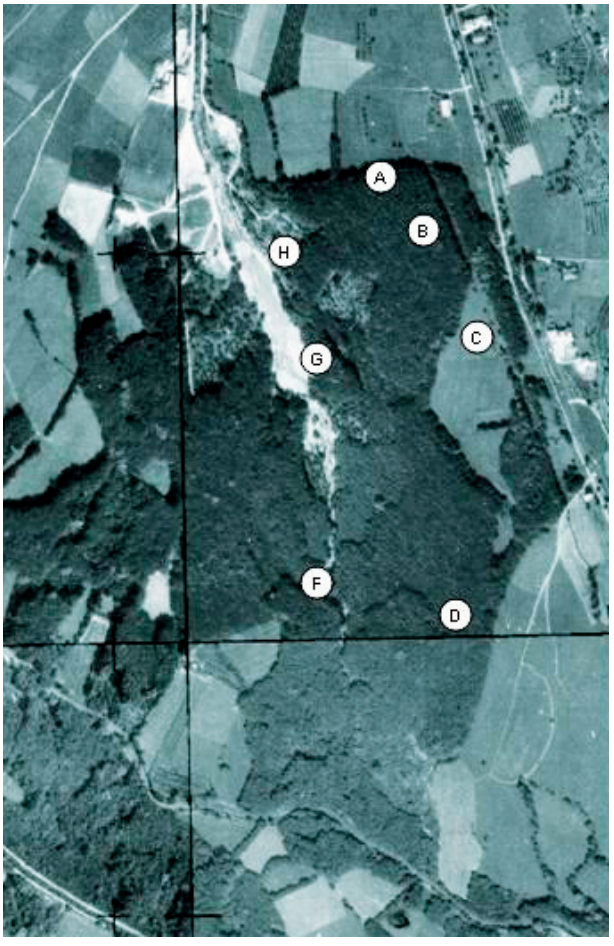


Abb. 2: Luftbild der Schludernser Au mit eingezeichneten Untersuchungsstandorten. Signaturen siehe Text.

3. Methodik

Zur Erhebung der Ameisenfauna wurde eine Kombination quantitativer und qualitativer Methoden gewählt. Sie richtet sich im Wesentlichen nach der von MÜNCH (1999) und BAUSCHMANN (1998) für naturschutzfachliche Bewertungen empfohlenen Vorgangsweise.

Zur quantitativen Erfassung wurden Nestdichten in 5 m x 2 m - Transekten durch genaues Absuchen der gesamten Oberfläche nach Ameisenkolonien erhoben; dabei diente ein Schraubenzieher als Hilfsmittel zur Sondierung von Grasbüscheln und Totholzstücken. In den Transekten auf Nahrungssuche befindliche Arbeiterinnen wurden ebenfalls erfasst. Falls von Arten innerhalb des Transektes kein Nest nachgewiesen werden konnte, aber im Transekt oder in dessen Umgebung Arbeiterinnen bzw. Nester festgestellt wurden, gingen diese Nachweise über eine minimale hypothetische Dichte von 1 Nest / 100 m² in die Berechnungen ein (vergl. GLASER 1998).

In den Transekten wurden Deckungsgrad der Gras- und Krautschicht, Strauchschicht und Baumschicht sowie der Anteil vegetationsfreier Oberflächen abgeschätzt. Bei den vegetationsfreien Oberflächen wurden die Kategorien: Totholz / Streu, Schlick-Sand, Sand-Kies, Schotter (0,5 - 5cm), Steine (5 - 40cm), Steine (>40cm) unterschieden.

Zum Nachweis weiterer Arten wurde die Umgebung der Transekte qualitativ beprobt. Dabei wurde gezielt nach weiteren Nestern gesucht, in der Vegetation gestreift, und Streu, Moos, und am Boden liegende Zweige und Totholzstücke mit dem Reitersieb untersucht.

Jeder Transekt wurde durchschnittlich 2 - 3 Stunden lang untersucht. Sieb- und Streifproben wurden vor Ort sortiert. Die Freilanderhebungen wurden in der Prader Sand vom 28.07. – 30.07.2000, in der Schludernser Au am 15.05.2003 durchgeführt. Insgesamt wurden in der Prader Sand (PS) 10 Standorte mit Barberfallen und 17 Standorte mit 24 Transekten beprobt. In der Schludernser Au (SA) wurden 8 Standorte mit Barberfallen erfasst, davon wurden 6 Standorte 2003 mit jeweils einem Transekt beprobt.

Folgende Biotoptypen wurden mit Transekten zur Nestdichteerfassung untersucht: Ufer (Kies-, Sand- und Schlickufer, teilweise mit Schilfvegetation; n = 6; PS: 2a, 2b, 6a, 6b, 7, 18), erhöhte Rohböden ohne Hochwassereinfluss mit fehlender oder sehr lückiger Vegetation (n = 8; PS: 1a, 1b, 12a, 12b, 15, 16, 17a, 17b), Trockenrasen (n = 6; PS: 4, 5, 10, 11, 13, SA: G), eine Hochstaudenflur (n = 1; SA: C), Auwälder und Gebüsche (Schwarz- und Grauerlen- und Weidenbestände, Sanddorn-Weidengebüsche; n = 8; PS: 3, 8, 9, 14, SA: A, B, D, E).

Um das Artenspektrum möglichst vollständig zu erfassen, wurden zusätzlich Ameisenbeifänge aus Barberfallen (Fangflüssigkeit 4 % Formalin, Joghurtbecher 0,25 l Inhalt), die von Dr. Vito Zingerle (Naturmuseum Südtirol) in der Vegetationsperiode 2000 im Zuge spinnenkundlicher Erhebungen eingesetzt wurden, ausgewertet. In der Schludernser Au wurden mit Barberfallen insgesamt 7 Standorte, in der Prader Sand 10 Standorte beprobt. Die Fallen waren zwischen 26.04. und 20.12.2000 mit ungefähr einmonatigen Entleerungsintervallen exponiert. Besonders in der Prader Sand kam es durch Überschwemmungsereignisse an ufernahen Standorten zu erheblichen Ausfällen.

Ameisen aus qualitativen Proben und Nestern (5 - 10 Individuen / Nest) wurden in 75 % Ethanol konserviert und unter einem Binokular (Nikon SMZU) bei bis zu 150 facher Vergrößerung nach SEIFERT (1996) und CZOSH & SEIFERT (2003) determiniert. Zur Bestimmung der Männchen wurde tw. KUTTER (1977) herangezogen, für Männchen aus der Gattung *Myrmica,* SEIFERT (1988) benutzt. Belege werden in der Arbeitssammlung des Verfassers aufbewahrt.

Die Analyse der Faunenähnlichkeit erfolgte auf Basis des Sörensen-Koeffizienten (siehe Mühlenberg 1993) auf rein qualitativer Ebene, da hier Transekt- und Fallendaten herangezogen wurden.
Für weitere ökologische Auswertungen wurden nur Daten aus Transekterhebungen (nur Nest- oder Arbeiterinnennachweise) verwendet. Folgende Umweltfaktoren gingen als Flächenanteile (in %) in die Analyse ein: Deckungsgrad vegetationsloser Flächen mit Schlick-Feinsand, Grobsand-Kies, Schotter, Steinen (5 - 50 cm Durchmesser) oder Blöcken (>40 cm Durchmesser), der Moosschicht, der Gras- und Krautschicht, von Hochstauden, Sträuchern und Bäumen.
Für die Korrespondenzanalyse wurden zusätzlich regelmäßig überflutete Uferflächen und erhöhte Bereiche als kategoriale Variablen unterschieden.
Zur Analyse artspezifischer Reaktionen auf Habitatparameter wurde die Strukturausstattung von einer Art besiedelter und nicht besiedelter Flächen graphisch dargestellt und statistisch verglichen (Mann-Whitney-U-Test, Programm Statistica 5.0.). Die auf diesem Weg errechneten Signifikanzniveaus können aus auswertungstechnischen Gründen, insbesondere aufgrund der relativ hohen Anzahl von verglichenen Parametern, nicht als Irrtumswahrscheinlichkeiten interpretiert werden, geben aber sicherlich deutliche Hinweise auf Habitatpräferenzen einzelner Arten.
Zur Analyse des Einflusses der Umweltfaktoren auf die Artenzusammensetzung wurde eine Kanonische Korrespondenzanalyse im Programm Canoco 4.5. berechnet. Als Rohdaten für die Arten wurden Nestdichten verwendet. Die Daten wurden nicht transformiert. Signifikanzen wurden mittels Monte-Carlo-Permutationstest (1999 Permutationen) berechnet.
Die Frequenz bezeichnet die relative Zahl von einer Art besiedelter Probeflächen.

4. Ergebnisse

Untersuchungsintensität: Insgesamt liegen aus beiden Gebieten 340 Datensätze vor (PS: 203, SA: 173). In Summe wurden ca. 3700 Individuen (PS: 1200 Ind., SA: 2500 Ind., alle Methoden) und 129 Nestproben (PS: 97 Nester, SA: 32 Nester) bestimmt.

Artenspektrum: (siehe Tab. 1) Insgesamt konnten 29 Arten und 9 Gattungen aus den Unterfamilien Ponerinae (*Ponera*), Myrmicinae (*Manica, Myrmica, Temnothorax, Leptothorax, Tetramorium*) und Formicinae (*Camponotus, Lasius, Formica*) nachgewiesen werden. Vier Arten (*Lasius platythorax, L. flavus, L. fuliginosus, L. meridionalis*) konnten nur als Geschlechtstiere festgestellt werden und können nicht mit Sicherheit als bodenständig betrachtet werden. Der arbeiterinnenlose, permanente Sozialparasit *Myrmica microrubra* wurde im Jahr 2000 mehrfach mit Barberfallen in der Schludernser Au nachgewiesen (Standort III - 5 Königinnen, 1 Männchen, Standorte V, VII - je eine Königin). Im Jahr 2003 konnten in der Hochstaudenflur III 5 Königinnen in einem Gesiebe nachgewiesen werden. Aufgrund der dichten Bestände ihrer Wirtsart *M. rubra* ist die Art wohl als bodenständig im Untersuchungsgebiet einzustufen. In der Prader Sand (24 spp., 20 bodenständig) wurden etwas mehr Arten als in der Schludernser Au (16 spp, 13 bodenständig) nachgewiesen.

Tab. 1: Ameisen in Auen- und Uferhabitaten in Prader Sand und Schludernser Au (Vinschgau, Südtirol, Italien). Auftreten und Artenzahl in verschiedenen Lebensraumtypen, Präsenz an Einzelstandorten sowie Gefährdung nach der Roten Liste Kärntens - RLK (RABITSCH et al. 1999). Standortkürzel siehe Text. *Nur Nachweis(e) von Geschlechtstieren. HF = Handfang außerhalb einer Untersuchungsfläche, n = nicht gefährdet, G = Gefährdung anzunehmen, ? = Status unklar, Gefährdung möglich. Die in der RLK nicht enthaltene *Myrmica microrubra* wurde als Art mit unklaren Status eingestuft. Bei *Temnothorax nylanderi* wurde die Angabe für ihre östliche Zwillingsart *Temnothorax crassispinus* KARAWAJEW, 1926 (in der RLK noch sub *Leptothorax slavonicus* SEIFERT, 1996) übernommen. Die Nomenklatur folgt NEUMEYER & SEIFERT (2005).

		Prader Sand				Schludernser Au		
	RLK	Ufer	erhöhte Rohbodenflächen	Trockenrasen	Auwald, Gebüsche	Auwald	Hochstaudenflur	Trockenrasen
Ponera testacea (EMERY, 1895)	?	-	-	4	-	-	-	-
Manica rubida (LATREILLE, 1802)	n	6, 18, I	7, 16,	10	V, VII	-	-	-
Myrmica rugulosa NYLANDER, 1849	?	I*	-	-	IV	-	-	-
Myrmica hellenica FINZI, 1926	G	-	1b, 15, II, III	4, 10, 11	V, VII	-	-	G*, H
Myrmica scabrinodis NYLANDER, 1846	n	X	-	-	VIII, XI	-	C	-
Myrmica sabuleti MEINERT, 1861	n	-	-	-	-	-	-	G
Myrmica lonae FINZI, 1926	?	-	-	4, 5	-	-	-	-
Myrmica rubra LINNAEUS, 1758	n	6, I, IX, X		10	3, 8, 14, 19, IV, V, VI, VII, VIII,	A, B, D, E, F	C	G, H
Myrmica microrubra SEIFERT, 1993	?	-	-	-	-	E*	C*	G*
Myrmica schencki VIERECK, 1903	?	-	-	-	-	-	C*	G, H
Leptothorax acervorum (FABRICIUS, 1793)	n	-	HF	-	14	-	-	-
Leptothorax gredleri MAYR, 1855	G	-	-	-	9, 11, 14, IV, VII	A, B, D	-	G, H
Temnothorax interruptus (SCHENCK, 1852)	?	-	-	4, 10, 11, 13	-	-	-	-

		Prader Sand				Schludernser Au		
	RLK	Ufer	erhöhte Rohbodenflächen	Trockenrasen	Auwald, Gebüsche	Auwald	Hochstaudenflur	Trockenrasen
Temnothorax unifasciatus (Latreille, 1798)	n	-	-	4	-	-	-	-
Temnothorax nylanderi (Förster, 1850)	n	-	-	-	-	A	-	-
Tetramorium cf. *impurum* (Förster, 1850)	n	-	15	4, 10, 11, 13	V, XI,	-	-	G, H
Camponotus herculeanus (Linnaeus, 1758)	n	-	HF	-	-	-	-	-
Lasius psammophilus Seifert, 1992	?	15	-	5, 11, 13	V	D	-	G, H
Lasius niger (Linnaeus, 1758)	n	6*, IX, X	-	5	19, VIII, XI	-	C	G
Lasius platythorax Seifert, 1991	n	-	-	5*	-	-	-	-
Lasius flavus (Fabricius 1782)	n	-	-	-	-	-	-	G*
Lasius umbratus (Nylander, 1846)	n	-	-	-	V*, XI*	-	C	H*
Lasius meridionalis (Bondroit, 1920)	G	-	1a*	-	-	-	-	-
Lasius fuliginosus (Latreille, 1798)	n	-	-	-	V*	-	-	H*
Formica fusca Linnaeus, 1758	n	-	-	11	19	-	-	-
Formica cunicularia Latreille, 1798	n	-	-	5	-	-	C	G
Formica cinerea Mayr, 1853	G	-	-	13	V	E	-	G, H
Formica selysi Bondroit, 1918	G	6, 18, IX	1, 2, 4, 7, 12, 15, 17, II, III,	5, 10, 11, 13	14, 19, V, VII, XI	-	-	-
Formica rufa Linnaeus, 1761	?	-	-	-	19	-	-	-
S (29 spp.)		7	8	14	15	6	7	14
S (nur Arbeiterinnen)		6	7	13	13	5	5	10

Die von Czosz & Seifert (2003) kürzlich revalidierte *Ponera testacea* Emery, 1895 konnte durch Revision von Belegen aus der Prader Sand erstmals für Südtirol bestätigt werden. Vorkommen dieser Zwillingsart von *Ponera coarctata* Latreille, 1802 waren in Südtirol zu erwarten. In Glaser (2000, 2003) wird diese Art noch als *Ponera coarctata* geführt.

Faunenähnlichkeit: Ein Vergleich der beiden Untersuchungsgebiete mittels Sörensen-Koeffizient zeigt recht geringe Ähnlichkeit (55%) (siehe Tab. 2). Dies wird auch im Vergleich einzelner Lebensraumtypen deutlich. Die Grau- und Schwarzerlenbestände bei Schluderns sind vor allem durch das Auftreten von *Leptothorax gredleri* und *Myrmica rubra* geprägt, während sich die teilweise noch relativ jungen und randlinienreichen Gehölzstandorte in der Prader Sand durch das vermehrte Auftreten von Offenlandarten (z.B.: *Manica rubida, Myrmica hellenica, M. scabrinodis, Tetramorium* cf. *impurum, Lasius niger*) auszeichnen. Weniger markant sind die Unterschiede zwischen den Trockenrasen der beiden Gebiete. Auffällig ist vor allem das Fehlen von Nachweisen, der in der Prader Sand häufigen „Pionierarten" *Manica rubida* und *Formica selysi* in der Schludernser Au. Im regionalen Vergleich weist die Ameisenfauna von Schludernser Au und Prader Sand ihre höchste Ähnlichkeit mit der anderer ostalpiner Gebirgsauen (Lech, Isar, Taugel) auf, während das Artenspektrum der Etsch im Unterlauf recht unterschiedlich ist (Glaser 2005). Eine Reihe von in Prader Sand und Schludernser Au häufigen Arten konnte an der unteren und mittleren Etsch nicht (z.B. *Temnothorax interruptus, Leptothorax gredleri, Lasius psammophilus*) bzw. nur sehr sporadisch *(Myrmica hellenica, Manica rubida, Formica selysi*) nachgewiesen werden. Dabei handelt es sich durchwegs um stenotope, teilweise auentypische Arten.

Tab. 2: Ähnlichkeit der Ameisenfauna von Prader Sand und Schludernser Au auf qualitativer Basis (Sörensen-Koeffizient). Schwarz: sehr ähnlich (76-90%), Dunkelgrau: relativ ähnlich (61-75%), hellgrau: weniger ähnlich (36-60%), dick umrandet: relativ unterschiedlich (10-35%).

	Prader Sand (Auwald)	Prader Sand (Trockenrasen)	Schludernser Au (Auwald)	Schludernser Au (Trockenrasen)	Prader Sand (total)	Schludernser Au (total)
Prader Sand (Auwald)	100					
Prader Sand (Trockenrasen)	71	100				
Schludernser Au (Auwald)	44	40	100			
Schludernser Au (Trockenrasen)	61	64	53	100		
Prader Sand (total)	79	86	32	53	100	
Schludernser Au (total)	61,5	57	56	87	54	100

Frequenzen in den Transekten: *Formica selysi* mit 19 (65,5%, nur in der Prader Sand) bzw. *Myrmica rubra* mit 12 (41,4%) positiven Transekten bilden die häufigsten Arten in beiden Untersuchungsgebieten. Relativ verbreitet sind *Leptothorax gredleri* (24,1%), *Tetramorium* cf. *impurum*, *Lasius psammophilus* (je 20,7%). *Myrmica hellenica*, *L. niger* (je 17,2%) und *Temnothorax.interruptus* (13,8%). Die restlichen 11 spp. wurden nur in 1 bis 2 Flächen nachgewiesen (3,4 - 6,8%).

Artenzahlen und Nestdichten in verschiedenen Lebensraumtypen:
In beiden Untersuchungsgebieten zeigen mittlere Nestdichten und Artenreichtum ähnliche Verteilungsmuster (Abb. 3. 1., Tab. 3, nur Daten aus Transekterhebungen). Trockenrasen weisen erwartungsgemäß maximale mittlere Artenzahlen und Nestdichten auf. Alle anderen Biotoptypen werden von relativ wenigen Arten in geringer Siedlungsdichte besiedelt. Mit zunehmendem Sukzessionsgrad von dynamischen Ufern über lückig bewachsene Rohböden (v.a. erhöhte Schotterbänke) zu Trockenrasen lässt sich ein deutlicher Trend der Zunahme von Artenvielfalt und Nestdichte beobachten. Beide Werte fallen mit weiterer Zunahme der pflanzlichen Biomasse und zunehmender Beschattung durch das Aufkommen von Hochstauden, Sträuchern und Bäumen deutlich ab. Betrachtet man die Gesamtartenzahlen in verschiedenen Biotopen (Tab. 1, Abb. 3. 2.) zeigen Trockenrasen mit 22 (17 bodenständigen) Arten ebenfalls den höchsten Artenreichtum. Allerdings weisen auch Auwälder mit 17 (14 bodenständigen) Arten eine beachtliche Diversität auf. Ufer, erhöhte Rohböden und Hochstaudenfluren stellen mit 5 - 7 bodenständigen Arten relativ artenarme Lebensräume dar.
Mittlere Nestdichten aller mit Transektzählungen festgestellter Arten sowie Maximaldichten in einzelnen Lebensraumtypen sind in Tab. 3 ersichtlich. Die mittlere Nestdichte in beiden Gebieten liegt bei 31,3 $\pm$ 56,0 Nestern / 100 m². Lebensraumabhängige Dichtemuster ausgewählter Arten wurden graphisch dargestellt (Abb. 4). *Formica selysi* besiedelt in relativ hohen Dichten Ufer, erhöhte Rohböden, Trockenrasen und lichte Auwälder. *F. cinerea* konnte nur in Trockenrasen nachgewiesen werden. *Lasius psammophilus* weist ebenfalls maximale Dichten in Trockenrasen auf, sporadisch werden aber auch erhöhte Rohböden und Auwälder besiedelt. Im Vergleich sind die Nestdichten von *Lasius niger* gering. Die Art wurde an Ufern, in Trockenrasen und Hochstaudenfluren nachgewiesen. Innerhalb der Gattung *Myrmica* erreichen nur *M. hellenica* und *M. rubra* höhere Nestdichten. *Myrmica rubra* weist in Auwäldern und Hochstaudenfluren Maximaldichten auf, dringt aber als einzige *Myrmica* auch in regelmäßig überschwemmte Uferbereiche vor. Auffällig ist das Fehlen auf erhöhten Rohböden, die wahrscheinlich zu trocken für die Art sind. *M. hellenica* tritt ausschließlich auf erhöhten Rohböden und in Trockenrasen auf. Ein ähnliches Verbreitungsmuster zeigt *Tetramorium* cf. *impurum*, allerdings weist die Art ein deutliches Maximum in Trockenrasen auf. *Manica rubida* erreicht maximale Nestdichten im Lebensraumtyp Ufer, besiedelt aber auch erhöhte Rohböden und Trockenrasen. *Ponera testacea* konnte in geringen Dichten ausschließlich in Trockenrasen nachgewiesen werden. Alle *Leptothorax*- und *Temnothorax*-Arten wurden in auffallend geringen Dichten angetroffen. Nur *L. gredleri* und *T. interruptus* erreichen vergleichsweise höhere Dichten. *L. gredleri* weist seine maximale Nestdichte in Auwäldern auf, kommt aber auch in Trockenrasen vor. *T. interruptus* und *T. unifasciatus* besiedeln ausschließlich diesen Lebensraumtyp. *L. acervorum* und *T. nylanderi* wurden im Zuge der Transektzählungen nur in Auwäldern angetroffen.

Tab. 3: Frequenzen im Gesamtgebiet (Flächen mit Nachweisen, Prozentwert in Klammer in Spalte 1) sowie Nestdichten / 100 m² (Mittelwert mit Standardabweichung oder Einzelwert, Maximalwert in Klammer) von Ameisen in unterschiedlichen Biotoptypen in Prader Sand und Schludernser Au.

	Prader Sand (Nester / 100 m²)				Schludernser Au (Nester / 100 m²)		
	Ufer	erhöhter Rohboden	Trocken rasen	Auwald und Gebüsche	Trocken rasen	Hoch staudenflur	Auwald
n (Transekte) Frequenz n (%)	6	8	5	4	1	1	4
P. testacea 1 (3,4)	-	-	2±4,5 (10)	-	-	-	-
Ma. rubida 6 (20,7)	3,8±7,9 (20)	1,3±3,5 (10)	2±4,5 (10)	-	-	-	-
M. hellenica 5 (17,2)	-	3,8±7,4 (20)	6,2±8,8 (20)	-	-	-	-
M. sabuleti 1 (3,4)	-	-	-	-	1	-	-
M. lonae 1 (3,4)	-	-	0,2±0,5 (1)	-	-	-	-
M. rubra 12 (41,4)	0,3±0,5 (1)	-	0,2±0,5 (1)	15±12,9 (30)	1	10	8±9,1 (20)
M. schencki 1 (3,4)	-	-	-	-	10	-	-
Le. acervorum 1 (3,4)	-	-	-	0,3±0,5 (1)	-	-	-
Le. gredleri 7 (24,1)	-	-	0,2±0,5 (1)	0,5±0,6 (1)	1	-	0,75±0,5 (1)
Te. interruptus 4 (13,8)	-	-	0,8±0,5 (1)	-	-	-	-
Te. unifasciatus 1 (3,4)	-	-	0,2±0,5 (1)	-	-	-	-
Te. nylanderi 1 (3,4)	-	-	-	-	-	-	0,25±0,5 (1)
T. impurum 6 (20,7)	-	1,3±3,5 (10)	10,2±12,1 (30)	-	10	-	-
L. psammophilus 6 (20,7)	-	2,5±7,1 (20)	32,2±56,2 (130)	-	1	-	0,25±0,5 (1)
L. niger 5 (17,2)	0,3±0,5 (1)	-	2±4,5 (10)	-	1	1	-
F. fusca 1 (3,4)	-	-	0,2±0,5 (1)	-	-	-	-
F. cunicularia 2 (6,8)	-	-	0,2±0,5 (1)	-	1	-	-
F. cinerea 2 (6,8)	-	-	0,2±0,5 (1)	-	40	-	-
F. selysi 19 (65,5)	5,7±7,9 (20)	9,3±12,1 (30)	6,4±4,9 (10)	5±10 (20)	-	-	-
alle Arten	10,2±12 (30)	18±23,4 (70)	63,2±50,1 (151)	20,8±18,6 (42)	66	11	9,3±9,8 (22)

Abb. 3.1: Artenzahlen und Nestdichten von Ameisen in unterschiedlichen Biotoptypen in Prader Sand (weiße Säulen: Ufer: n = 6, erhöhter Rohboden: n = 8, Trockenrasen: n = 5, Auwald: n = 4) und Schludernser Au (schwarze Säulen: Hochstaudenflur: n = 1, Trockenrasen: n = 1, Auwald: n = 4). Mittelwerte mit Standardabweichung bzw. Einzelwerte. Nur Ergebnisse der Transekterhebungen und nur Arbeiterinnen- bzw. Nestfunde berücksichtigt.

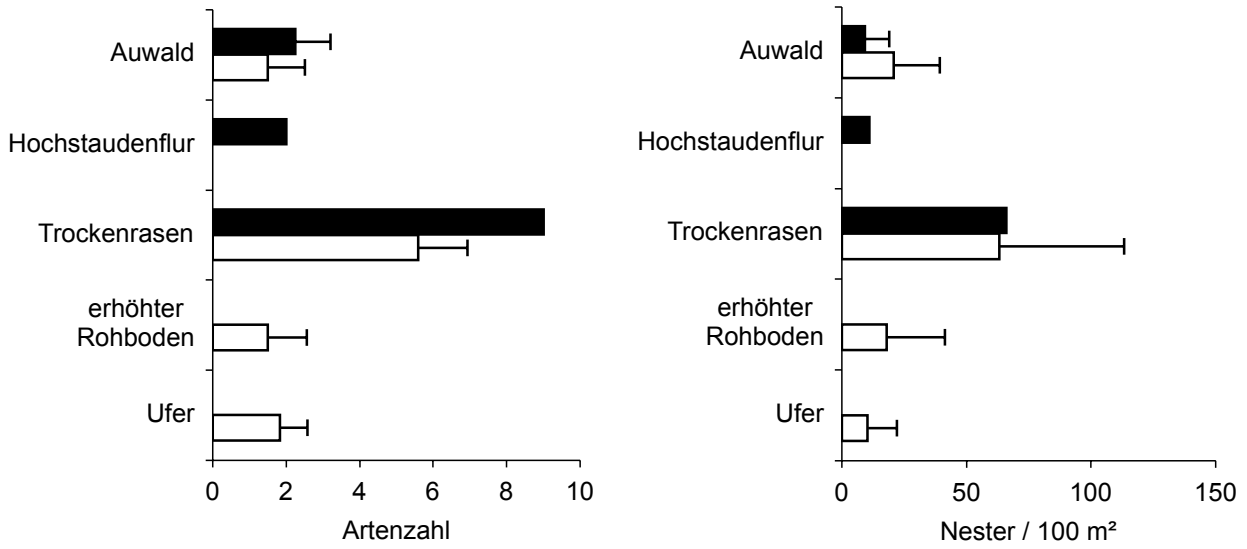


Abb. 3.2: Summierte Artenzahlen von Ameisen in Prader Sand und Schludernser Au in verschiedenen Biotoptypen (alle Methoden).

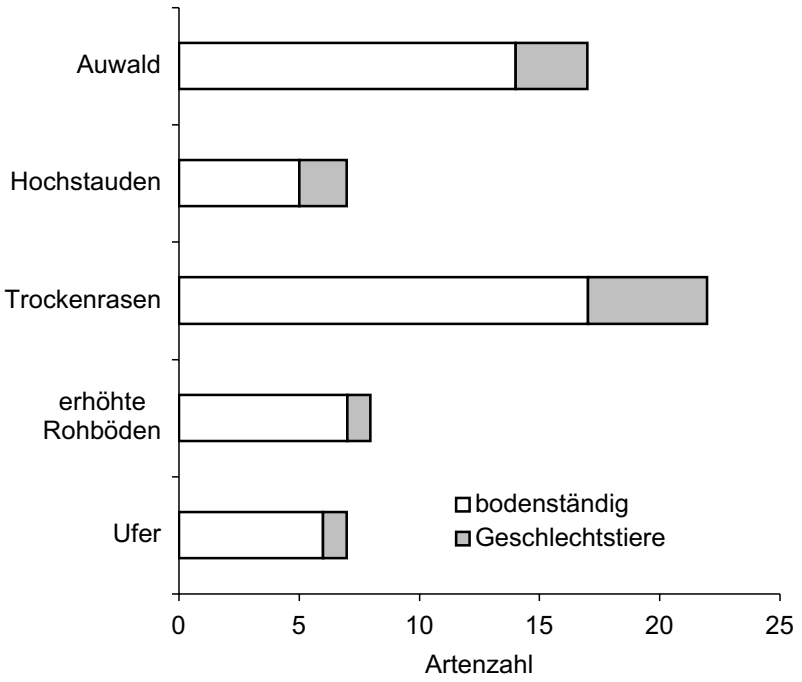
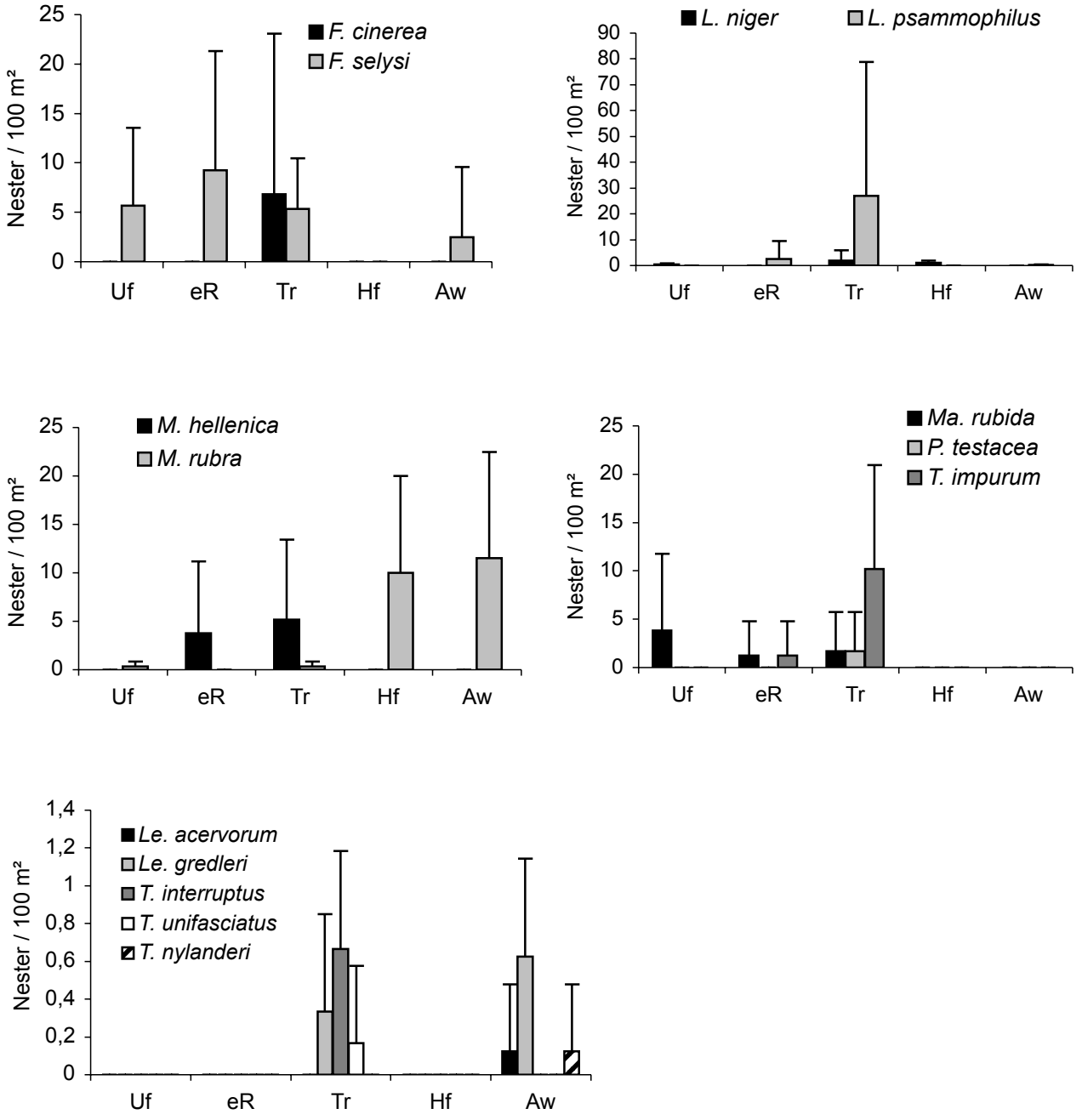


Abb. 4:
Nestdichten ausgewählter Ameisenarten aus Transekterhebungen (hochgerechnet auf 100 m²) in Schludernser Au und Prader Sand. Mittelwerte mit Standardabweichungen bzw. Einzelwerte. Stichprobenzahl siehe Abb. 3.1.. Abkürzungen: Uf = Ufer, eR = erhöhte Rohböden, Tr = Trockenrasen, Hf = Hochstaudenflur, Aw = Auwälder.



Habitatansprüche ausgewählter Arten:
Ein Vergleich der Strukturausstattung wurde nur für Arten vorgenommen, die in mindestens 2 Transekten angetroffen wurden (Mann-Whitney-U-Test, siehe Methodik, siehe Abb. 5.1., Abb. 5.2.). Für 9 der 11 analysierten Arten konnten signifikante Unterschiede in der Habitatausstattung detektiert werden. Keine signifikanten Muster wurden für die Arten *Myrmica hellenica* und *Formica cunicularia* festgestellt.
Flächen mit Vorkommen von *Manica rubida* weisen im Vergleich zu den Kontrollflächen höhere Flächenanteile sandig bis schlickigen Rohbodens ($p<0,01$), aber einen geringeren Anteil von Schotter ($p<0,05$) auf. *Myrmica rubra* bevorzugt Flächen mit erhöhtem Deckungsgrad (DG) an Hochstauden ($p<0,05$) sowie Streu- und Totholzangebot ($p<0,05$). Flächen mit *Myrmica rubra* weisen im Durchschnitt geringere Flächenanteile von offenen Schotterboden ($p<0,01$) und Steinen ($p<0,05$) auf. *Leptothorax gredleri* meidet ebenfalls Flächen mit Steinauflage ($p<0,05$) und präferiert Flächen mit ausreichend Streu und Totholz ($p<0,01$, mehr als 35% Deckungsgrad). Transekte mit *Temnothorax interruptus* waren im Mittel zu 20% vegetationslos, während Kontrollflächen im Mittel einen vegetationslosen Flächenanteil von 65% zeigten ($p<0,05$). *Tetramorium* cf. *impurum* tritt bevorzugt in Flächen mit schon reichlich entwickelter Gras- und Krautschicht auf ($p<0,01$, >65% DG). Sehr ähnliche Ansprüche bezüglich der Gras- und Krautschicht zeigt *Lasius psammophilus* ($p<0,01$, >65% DG). *L. niger* wurde durchschnittlich häufiger in Transekten mit erhöhtem Flächenanteil von Sand- und Schlick gefunden ($p<0,01$). *Formica selysi* meidet Flächen mit Bäumen ($p<0,01$), Hochstauden ($p<0,01$) sowie dichter Streu- und Totholzauflage ($p<0,01$) und bevorzugt Flächen mit dichter Stein- ($p<0,01$) und Schotterauflage ($p<0,01$). Transekte mit *F. cinerea* weisen im Durchschnitt einen überraschend hohen DG der Gras- und Krautschicht auf ($p<0,01$, >80% DG).

Einfluss ausgewählter Parameter auf die Artenzusammensetzung (Korrespondenzanalyse):
Die erste kanonische Achse erklärt 31% der Variabilität ($p<0,001$). Alle Achsen erklären 84% der Varianz ($p<0,01$). Im Biplot lassen sich zwei Gradienten deutlich erkennen (Abb. 6). Entlang der ersten Achse handelt es sich vor allem um einen Gradienten von Offenland zu Wald mit zunehmendem Deckungsgrad von Hochstauden, Sträuchern, Bäumen, Totholz- und Streuauflage. Ein zweiter Gradient liegt zwischen vegetationsarmen Uferflächen mit ausgedehnten Rohbodenanteilen und den mit einer fast geschlossenen Gras- und Krautschicht bewachsenen Sukzessionsstadien erhöhter Schotterkörper („Trockenrasen"). Die beiden Pionierarten *Manica rubida* und *Formica selysi* zeigen eine auffallende Bindung an vegetationsarme Pionierflächen, oft dynamische Uferflächen. *Myrmica rubra, Leptothorax gredleri, L. acervorum* und *T. nylanderi* zeigen ihren Schwerpunkt an den Gehölzstandorten. Die restlichen Arten bilden die diverse Artengemeinschaft erhöhter Bereiche mit lückiger Trockenvegetation.

Abb. 5.1: Myrmcinae - Habitatparameter (Mittelwerte mit Standardabweichung) in Transekten mit (schwarz) bzw. ohne Nachweisen (weiß) ausgewählter Ameisenarten in Prader Sand und Schludernser Au. Parameter mit signifikanten Unterschieden (Mann-Whitney-U-Test) durch Sternchen gekennzeichnet: * = $p < 0{,}05$; ** = $p < 0{,}01$. Die Angabe „vegetationslos" bezieht sich auf die Summe der Deckungsgrade von Steinen, Schotter, Sand-Kies, Schlick-Sand und Totholz / Streu.

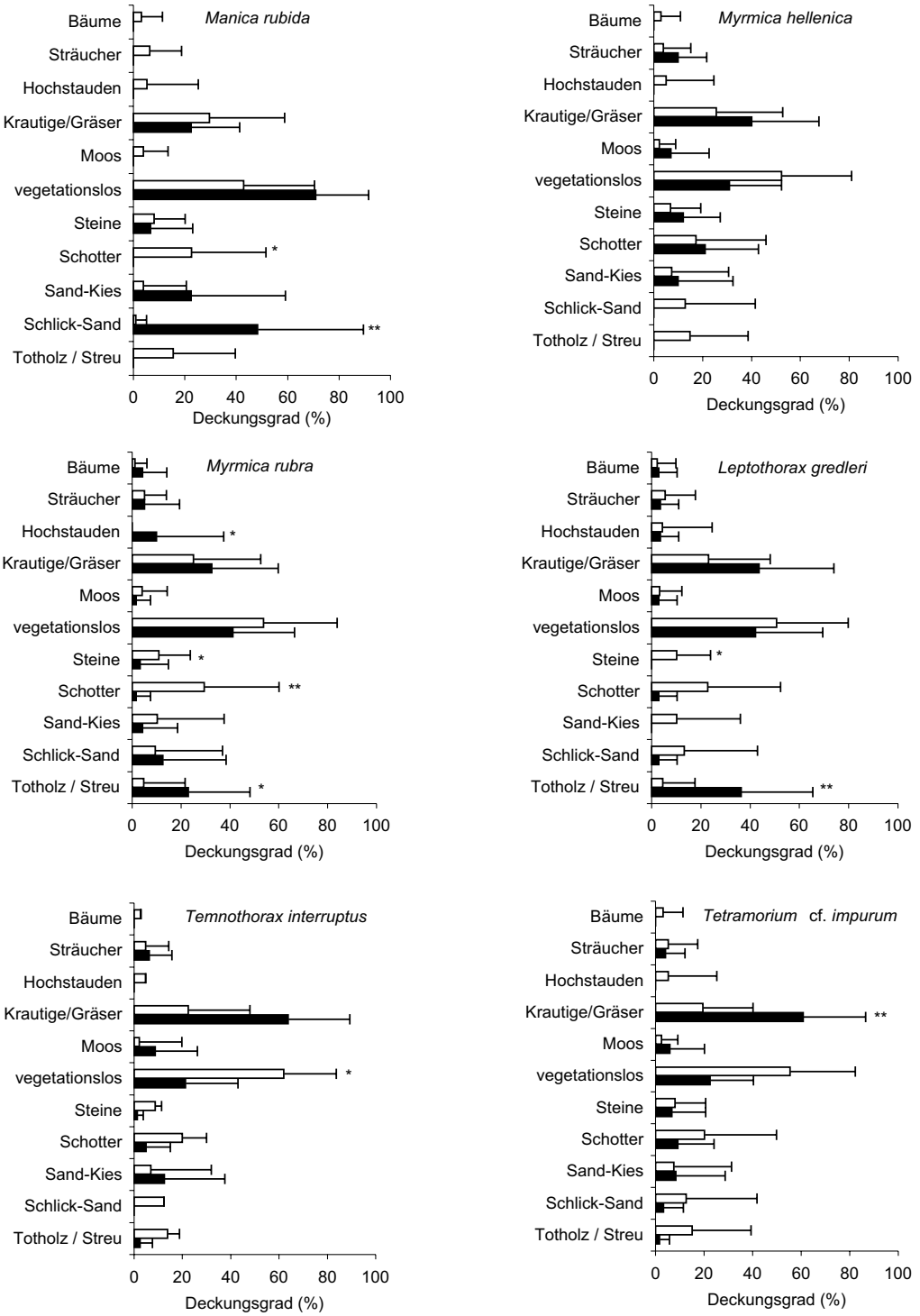
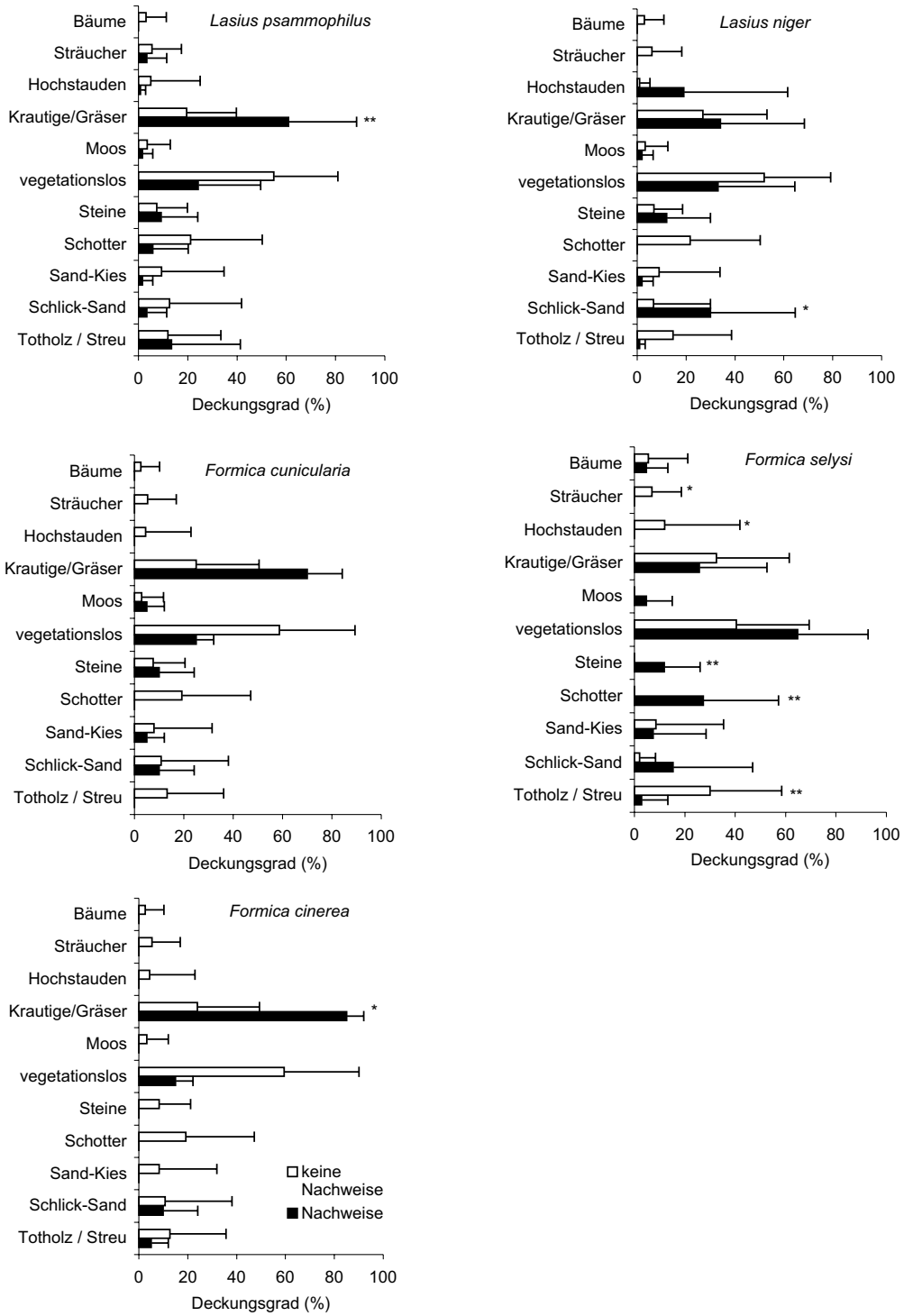


Abb. 5.2: Formicinae - Habitatparameter (Mittelwerte mit Standardabweichung) in Transekten mit (schwarz) bzw. ohne Nachweisen (weiß) ausgewählter Ameisenarten in Prader Sand und in der Schludernser Au. Parameter mit signifikanten Unterschieden (Mann-Whitney-U-Test) durch Sternchen gekennzeichnet: * = $p<0,05$; ** = $p<0,01$. Die Angabe „vegetationslos" bezieht sich auf die Summe der Deckungsgrade von Steinen, Schotter, Sand-Kies, Schlick-Sand und Totholz / Streu.



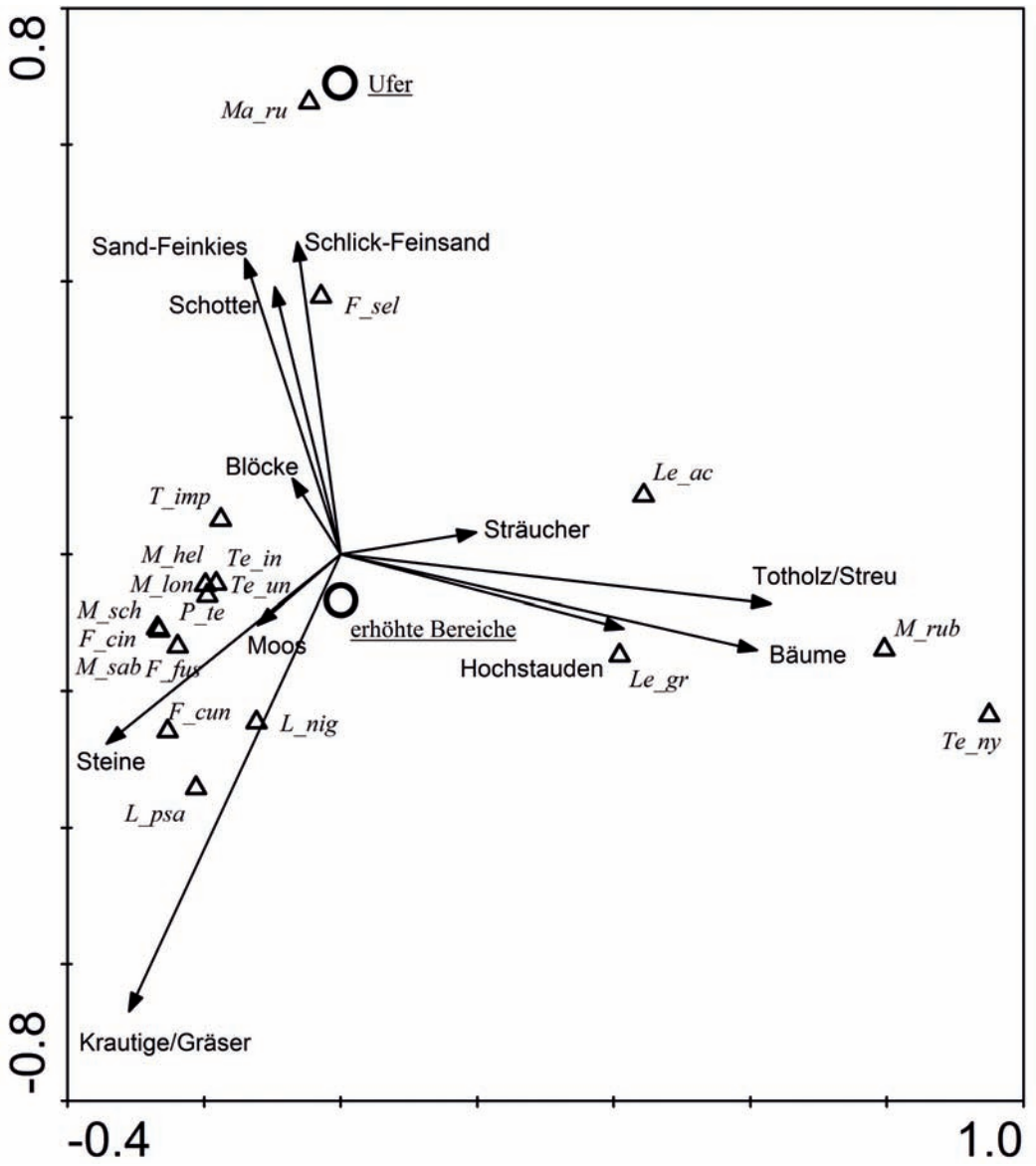


Abb. 6: Kanonische Korrespondenzanalyse - Abhängigkeit der Ameisenfauna in Prader Sand und Schludernser Au von ausgewählten Umweltvariablen (nur Transektzählungen berücksichtigt, 30 Probeflächen, 19 spp.).
Variablen: Schlick/Sand = Deckungsgrad von Schlick-Feinsand, Grobsand/Kies, = DG von Grobsand/Kies, Schotter = DG Schotter, Steine = DG von Steinen mit 5-50 cm Durchmesser, Blöcke = DG von Steinen > 40 cm Durchmesser, Moos (DG der Moosschicht), Krautige/Gräser = DG der Gras- und Krautschicht, Hochstauden = DG der Hochstaudenschicht, Sträucher = DG von Strauchschicht, Bäumen = DG der Baumschicht. Kategoriale Variablen: Ufer = wassernahe, regelmäßig überflutete Flächen, erhöhte Bereiche = erhöhte Flächen außerhalb des Überschwemmungsbereichs. Arten: *P_te = Ponera testacea, Ma_ru = Manica rubida, M_hel = Myrmica hellenica, M_rub = M. rubra, M_sch = M. schencki, M_lon = M. lonae. M_sab = M. sabuleti, Le_ac = Leptothorax acervorum, Le_gr = Leptothorax gredleri, Te_un = Temnothorax unifasciatus, Te_in = Temnothorax interruptus, Te_ny = Temnothorax nylanderi, T_imp = Tetramorium* cf. *impurum, L_psa = Lasius psammophilus, L_nig = Lasius niger, F_fus = Formica fusca, F_cun = Formica cunicularia, F_cin = Formica cinerea, F_sel = F. selysi.*

5. Diskussion

Die Verteilungsmuster von Artenzahlen und Nestdichten in unterschiedlichen Sukzessionsstadien sind mit Ergebnissen anderer myrmecologischer Studien in Auen des Alpenraums vergleichbar. In der Wildflusslandschaft des Tauglgries (Salzburg) steigen Artenzahl und Nestdichte mit zunehmender Sukzession, von einer offenen Kiesbank über ein Lavendelweidengebüsch zu einem xerothermen Föhrenbestand hin an, fallen aber in einem schattigen Grauerlenbestand ab (Weber 2003). Grossenrieder & Zettel (1999) stellten im Rottensand (Pfynwald, Schweiz) in frisch umgelagerten Schotterflächen minimale, in erhöhten Trockenrasen und im randlichen Föhrenwald maximale Arten- und Nestzahlen fest. In den Isarauen fand Lude et al. (1999) den größten Artenreichtum auf Kiesbänken, am wenigsten Arten auf Kiesinseln im Fluss, während Trockenrasen, Wiese und Wald intermediäre Artenzahlen aufwiesen. In den Etschauen zeigen ältere Augehölze maximale Artenzahlen auf, während am wenigsten Arten in frühen Sukzessionsstadien beobachtet wurden (Glaser 2005). Ein Anstieg der Artenzahl mit fortlaufender Sukzession ist auch durch weitere, ameisenökologische Arbeiten belegt (z.B. Gallé 1991, 1998, Gallé et al. 1998, Boomsma & Van Loon 1982). In verschiedenen Waldtypen Ungarns konnte Alvarado (2000) signifikante Korrelationen zwischen den vorkommenden Ameisengesellschaften und den Parametern Vegetationsstruktur, -zusammensetzung und Angebot an toten Zweigen am Waldboden beobachten. In dichten Gehölzstandorten und Hochstaudenfluren gehen Artenreichtum und Nestdichte durch die beschattende Wirkung der Vegetation - zumindest im nördlichen Mitteleuropa – generell zurück (Seifert 1986). In Prader Sand und Schludernser Au steigen Artenreichtum und Nestdichten von dynamischen Uferhabitaten zu geschlossenen Rasen hin an, um in Hochstaudenfluren und Gehölzstandorten wieder zu sinken. An der unteren Etsch ist ein Rückgang der Artenzahl in Gehölzen und Hochstaudenfluren hingegen nicht nachweisbar (Glaser 2005).

Die beobachtete durchschnittliche Nestdichte liegt im mittleren Bereich von Werten aus zwei vergleichbaren Untersuchungen. Lude et al. (1999) stellten in Umlagerungsbereichen der Isar auf 28 Probeflächen eine mittlere Dichte von 11,5 Nestern / 100 m² fest. Werte aus 15 Probeflächen (inkl. besonders dicht besiedelter thermophiler Rotföhrenbestände) im Salzburger Tauglgries (Weber 2003) ergeben einen auffallend hohen Mittelwert von 79 Nestern / 100 m². Lude et al. (1999) stellten in vegetationsarmen Schotterflächen und Gehölzen ähnliche Nestdichten wie in dieser Studie fest, doch sind seine Dichteangaben für Trockenrasen um den Faktor 7 - 9 niedriger. Weber (2003) konnte auf einer Schotterbank (31,8 Nester / 100 m²) und Lavendelweidensukzession (108,6 Nester / 100 m²) hingegen deutlich höhere mittlere Dichten beobachten als in ähnlichen Biotoptypen in der Prader Sand. In einem Grauerlenbestand erhob sie ähnliche Dichten wie in Schwarzerlenbeständen der Schludernser Au. Weber (2003) arbeitete mit Nestzählungen auf 25 m² Flächen. Lude et al. (1999) wendeten eine indirekte Methode aus der Vegetationskunde (point-centered-quarter-distance-method nach Mueller-Dombois & Ellenberg 1974) an. Zu Gunsten einer größeren Stichprobe wurde in dieser Studie mit relativ kleinen Untersuchungsflächen (10 m²) gearbeitet. Es ist also nicht ausgeschlossen, dass diese Dichteunterschiede z.T. auf methodischen Artefakten beruhen.

Die Habitatansprüche einzelner Arten entsprechen im Großen und Ganzen Befunden aus Mitteleuropa (Seifert 1996, 1993). Auch Befunde von Lude et al. (1999) zu den von einigen Ameisen bevorzugten Deckungsgraden der Feldschicht stimmen im Wesentlichen mit den Ergebnissen dieser Studie überein.

Bemerkenswert ist die relative enge Bindung von *Formica cinerea* an erhöhte, selten überflutete Bereiche im Vergleich zu *F. selysi*. Ähnliche Verhältnisse beobachteten auch Lude et al. (1999) an der Isar. Möglicherweise spielen geringere Toleranzen von *F. cinerea* gegenüber Hochwasserereignissen hier eine Rolle. Es ist aber nicht ausgeschlossen, dass die auf den offenen Schotterflächen sehr dominante *F. selysi* hier die nah verwandte *F. cinerea* und auch andere Ameisenarten kompetitiv verdrängt. *Formica selysi* erbeutet regelmäßig andere Ameisenarten (vergl. Keller & Zettel 2002 a). (Auch aus dem Untersuchungsgebiet liegt eine Einzelbeobachtung zur Erbeutung von Ameisen vor. In der Fläche 6 wurden im Abfall einer kleinen Kolonie von *F. selysi* Reste von 7 *Myrmica rubra* - Arbeiterinnen festgestellt.). Keller & Zettel (2002b) vermerkten in Umlagerungsbereichen der Rhone zwar geringere Nestdichten, aber volkstärkere Nester und höhere Aktivität von *F. selysi.* Wahrscheinlich beeinflussen neben Habitatparametern auch interspezifische Wechselwirkungen die Artenzusammensetzung und Siedlungsdichte von Ameisen in Auenlebensräumen. Der starke Einfluss territorialer Ameisenarten auf die Artenzusammensetzung und Entwicklung von borealen Ameisenzönosen ist beispielsweise durch skandinavische Untersuchungen belegt (Savolainen & Vepsäläinen 1988, Puntilla et al. 1996, Vepsäläinen et al. 2000). Haering & Fox (1987) konnten starke räumliche Konkurrenz zwischen zwei territorialen *Iridiomyrmex*-Arten an Pionierstandorten Westaustraliens nachweisen.
Auffällig ist die geringe quantitative Bedeutung von *Lasius niger* und das Fehlen von Bodenständigkeitsnachweisen von *L. platythorax* im Untersuchungsgebiet. Beide Arten sind sonst in ostalpinen Auenlandschaften gut vertreten (z.B. Dietrich & Ölzant 1998, Glaser 2002, Glaser et al. 2003). An der unteren Etsch bildet *L. niger* sogar die häufigste Art, und auch *L. platythorax* erreicht hohe Konstanz (Glaser 2005). Es scheint, dass *Lasius psammophilus* in den durchwegs sehr xerothermen Habitaten des Untersuchungsgebietes dem mesophilen Generalisten *L. niger* und der Wald- und Feuchtgebietsart *L. platythorax* klar überlegen ist. Auch Weber (2003) stellte im Salzburger Tauglgries nur einen sehr geringen *L. niger* und *L. platythorax* - Bestand fest.
Bemerkenswert ist weiters das Fehlen der stenotopen *Myrmica hellenica* in den regelmäßig überfluteten Uferzonen. Auch Lude et al. (1999) konnte die Art erst ab einem Deckungsgrad der Vegetation um 30%, auf schon schütter bewachsenen Schotterbänken feststellen. Weber (2003) beobachtet Maximaldichten in einem Lavendelweidengebüsch.

Naturschutzfachliche Bedeutung: Naturnahe Auenlandschaften bilden wertvolle Lebensräume (nicht nur) für Ameisen. Regelmäßige Überschwemmungsereignisse bilden hierbei einen wichtigen dynamischen Prozess, der eine hohe Biotopvielfalt bedingt und für manche hochspezialisierte Arten erst die Voraussetzungen einer Existenz schafft (vergl. Lude et al. 1999). Ganz besonders gilt dies für eine Reihe von mehr oder weniger auenspezifischen Pionierarten wie Vertretern der *Formica cinerea* - Gruppe, *Manica rubida* und *Myrmica hellenica,* die lückig bewachsene Schotter-, Kies- und Sandflächen benötigen. Seltener überflutete, offene Trockenaubereiche oder extensiv gepflegte Dammwiesen können hochwertige Lebensräume für xerothermophile Offenlandarten darstellen. Naturnahe, gut strukturierte Auwälder bilden weiters wichtige Refugien für arboricole Ameisen mit starker Totholzbindung (Glaser 2002, 2005, Schlick-Steiner & Steiner 2002). Auch eher artenarme Habitate können einen hohen Naturschutzwert aufweisen, da sie essentiell für anspruchsvolle und lebensraumtypische Spezialisten sind, z.B. dynamische Ufer und Schotterbänke mit *Formica selysi* und *Myrmica hellenica*; Auwälder mit *Leptothorax gredleri* und verschiedenen an Totholz gebundenen, arboricolen Arten (Glaser 2002, Lude et al. 1999).

Mit 29 Arten treten 35% der bisher aus dem Vinschgau bekannten Ameisenarten in Prader Sand und Schludernser Au auf (Glaser 2003). Vorkommen von *Leptothorax gredleri, Myrmica hellenica* und *Formica selysi* sind im Vinschgau nur aus diesen beiden Auenresten bekannt und weisen hier wahrscheinlich die größten und dichtesten Populationen im ganzen Südtiroler Etschtal auf. Auffällig ist die relativ große Population von *Temnothorax interruptus* in der Prader Sand. Der permanente Sozialparasit *Myrmica microrubra* ist aus Südtirol bisher neben der Schludernser Au nur aus Brixen (leg. Peez, 16.07.1960) bekannt (Hellrigl 2003). Die Art ist im Gegensatz zu ihrer sehr häufigen Wirtsart selten und Vorkommen sollten geschützt werden (Buschinger 1997). Es ist anzunehmen, dass Schludernser Au und Prader Sand gegenwärtig, zumindest für einige Arten unersetzliche Refugialräume in der intensiv genutzten Talsohle des Vinschgaus bilden, auch wenn natürlich noch Untersuchungsdefizite bestehen.
Eine Rote Liste der Ameisen Südtirols fehlt bisher (Hellrigl & Von Peez 1994). Als Kompromiss wurde daher die Rote Liste Kärntens (Rabitsch et al. 1999) zur groben Gefährdungsbeurteilung herangezogen (vergl. Glaser 2005). Immerhin wären nach dieser Einstufung 29% (7 spp.) der 24 bodenständigen Ameisenarten als gefährdet zu beurteilen. Bilanziert man noch 4 in der Roten Liste Kärntens als möglicherweise gefährdet eingestufte Arten, erhöht sich dieser Wert auf 45%. Innerhalb einzelner Biotoptypen beherbergen Trockenrasen und Auwälder besonders viele Rote-Liste-Arten. Aber auch Ufer und erhöhte Rohböden sind für einzelne gefährdete Arten von großer Bedeutung. In Hochstaudenfluren konnten keine bodenständigen gefährdeten Arten nachgewiesen werden (siehe Tab. 4). Allerdings kommt hier der wahrscheinlich gefährdete Sozialparasit *Myrmica microrubra* (s.o.) vor.

Tab. 4: Anzahl und relative Anteile nach der Roten Liste Kärntens (Rabitsch et al. 1999) gefährdeter und möglicherweise gefährdeter Ameisenarten in verschiedenen Biotoptypen. Berücksichtigt wurden nur bodenständige Arten. In der Endzeile wird die Gesamtzahl bodenständiger Arten zum Vergleich angegeben.

	Ufer	erhöhte Rohböden	Trockenrasen	Hochstauden	Auwald	Summe
fraglich			5 (29,4)		2 (14,3)	4 (16,6)
gefährdet	1 (16,6)	2 (28,6)	4 (23,6)		4 (28,6)	7 (29,2)
S (bodenständige spp.)	6	7	17	5	14	24

Die naturräumliche Ausstattung der beiden Untersuchungsgebiete ermöglicht aktuell die Präsenz einer diversen und schützenswerten Ameisenfauna. Langfristig ist die dafür verantwortliche Biotopvielfalt aber nur durch die Dynamik regelmäßiger Überschwemmungsereignisse zu erhalten. Durch sinnvolle wasserbauliche Maßnahmen wie Uferabflachungen kann die notwendige Überflutungsdynamik gefördert bzw. gesichert werden, um offene Schotter- und Sandflächen sowie deren Sukzessionsstadien als Tier- und Pflanzenlebensraum zu schaffen. In der Prader Sand wurden derartige Maßnahmen durch das Amt für Wildbach- und Lawinenverbauung bereits umgesetzt (siehe 2. Untersuchungsgebiet). Die Verwaldung und Verbuschung erhöhter, außerhalb der Hochwasserbeeinflussung gelegener Schotterflächen und Trockenrasen stellt ein besonderes

Risiko für spezialisierte Ameisenarten dar. Hier kann die traditionelle, extensive Beweidung durch Verbiß von Gehölzvegetation und Schaffung von kleinräumigen Störstellen durch Tritt unter Umständen günstige Bedingungen für spezialisierte Ameisenarten schaffen. Extensiv mit Rindern beweidete Trockenrasenlichtungen in der Schludernser Au weisen jedenfalls eine artenreiche und schützenswerte Ameisenfauna auf (z.B. Standort H). In der Prader Sand ist es geplant, Ziegen zur Beweidung der Trockenrasen einzusetzen (STAFFLER, mdl.).

Zusammenfassung

Die Ameisenfauna der Prader Sand und der Schludernser Au (Vinschgau, Südtirol, Italien) wurde im Jahr 2000 und 2003 mittels Barberfallen, Handfang, Kescherfängen, Gesieben und Nestzählungen untersucht. An 37 Standorten wurden 29 Ameisenarten festgestellt. Aufgrund von Nest- oder Arbeiterinnennachweisen können 24 Arten als autochthon betrachtet werden. *Ponera testacea* EMERY, 1895 bildet einen Neunachweis für Südtirol. Die Faunenähnlichkeit zwischen Prader Sand und Schludernser Au ist relativ gering. Die höchsten Frequenzen werden von *Formica selysi*, die nur in der Prader Sand festgestellt werden konnte und *Myrmica rubra* erreicht. Mittlere Artenzahlen und Nestdichten sind in Trockenrasen maximal und sinken in Gehölzen, auf erhöhten Schotterbänken und an Ufern ab. Muster von Nestdichten einzelner Arten in unterschiedlichen Biotoptypen werden dargestellt. Eine autökologische Analyse ausgewählter Umweltvariablen, vor allem in Bezug auf Substrat und Vegetationsstrukturen zeigt signifikante Unterschiede für die meisten Arten. Der starke Einfluss dieser Faktoren wird auch durch die Ergebnisse einer Kanonischen Korrespondenzanalyse demonstriert. Die Artenzusammensetzung wird durch einen Gradienten von frühen Sukzessionsstufen zu Gehölzen und einen Gradienten von häufig überschwemmten Uferbereichen zu erhöhten, selten überschwemmten Bereichen gut erklärt. Dynamische Uferstandorte, offene Habitate mit lückiger Vegetation und Trockenrasen werden von einigen hoch spezialisierten, teilweise gefährdeten Arten besiedelt und deshalb als naturschutzfachlich wertvoll betrachtet. Die Zunahme der Vegetation und die Entwicklung von Gehölzen durch fehlende Überschwemmungsereignisse kann diese Vielfalt gefährden.

Riassunto

Densitá, preferenze ecologiche e stato di conservazione di formiche (Hymenoptera, Formicidae) nell´ontaneto di Sluderno e nella Prader Sand (Italia, Alto Adige)

Negli anni 2000 e 2003 la fauna delle formiche é stata studiata nel Biotopo Ontaneto di Sluderno e nella Prader Sand (Val Venosta, Alto Adige, Italia), utilizzando una combinazione di metodi (trappole a caduta, raccolta a mano, vagliatura di lettiera, estrazione di campioni di suolo, retinate a sfalcio, e numerazione di nidi). In 37 stazioni 29 specie di formiche sono state raccolte. 24 specie di formiche possono essere considerate autoctone a causa di reperti di nidi o caste lavoranti. La somiglianza della fauna nella Prader Sand e nel Ontaneto di Sluderno é abbastanza bassa. *Ponera testacea* EMERY, 1895 é stata trovata per la prima volta nell`Alto Adige. Le frequenze piú alte dimostrano *Formica selysi*, che viene trovata soltanto nella Prader Sand e *Myrmica rubra*. Il medio numero di specie e la media densitá di nidi sono piú alti in prati secchissimi, e diminuiscono nei boschi, nelle rive e nelle aree ghiaiose. La densitá dei nidi di specie singolari nei biotopi diversi

viene dimostrata. L`investigazione autecologica di fattori ambientali selezionati segna differenze significanti per il piú delle specie. La grande importanza di quei fattori anche segnano i risultati di una CCA. La composizione delle specie viene spiegata bene da un gradiente fra biotopi giovani con poca vegetazione e bosco e da un altro gradiente fra zone spesso inundate e zone raramente inundate. Rive dinamiche, aree aperte con poca vegetazione e prati secchi, che vengono abitati da alcune formiche molto specializzate e rare vengono considerati come indicazioni positive dal punto di protezione di natura. L´incremento della vegetazione e lo sviluppo di boschi a causa di inundazioni mancanti possono mettere in pericolo questa diversitá.

Dank

Bernhard Seifert (Museum für Naturkunde Görlitz) danke ich für die Überprüfung einiger Determinationen. Lydia Bongartz, Yvonne Kiss und Timo Kopf unterstützten mich tatkräftig bei der Freilandarbeit. Diese Studie wurde dankenswerter Weise vom Sonderbetrieb für Bodenschutz, Wildbach- und Lawinenverbauung, Abtlg. 30 Wasserschutzbauten, Südtirol und dem Naturmuseum Südtirol finanziell unterstützt. Ganz besonders danke ich Vito Zingerle (Naturmuseum Südtirol) für das zur Verfügung gestellte Ameisenmaterial sowie Informationen zu den Fallenstandorten und Hanspeter Staffler (Abtlg. 30 Wasserschutzbauten) für Kartenmaterial und Informationen. Petra Kranebitter (Naturmuseum Bozen) und Matthias Platzer (ASN - Technisches Büro für Alpine Naturgefahren) waren bei der Vorbereitung der Standortkarten behilflich. Für Anmerkungen zum Manuskript danke ich Hans Ambach, Thilo Busch, Erwin Meyer, Sieglinde Meyer, Rüdiger Kaufmann, Heinz Schatz, Hanspeter Staffler, Konrad Thaler sowie einem unbekannten Gutachter.

Literatur

ALVARADO M., 2000: Habitat correlates of ant assemblages in different forests of the south pannonian plain. Tiscia, 32: 35-42.

AMBACH J., 1999: Verbreitung der Ameisenarten (Hymenoptera: Formicidae) im Linzer Stadtgebiet (Oberösterreich) und ihre Bewertung aus stadtökologischer Sicht. Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz, 44: 192-320.

BAUSCHMANN G., 1998: Vorschlag zur Verwendung von Ameisen in der Planungspraxis. Ameisenschutz aktuell, 12(4): 93-108.

BUSCHINGER A., 1997: Vorkommen der sozialparasitischen Ameise *Myrmica microrubra* in Hessen (Hymenoptera, Formicidae). Hessische faunistische Briefe, 16: 49-57.

BOOMSMA J.J. & VAN LOON A.J., 1982: Structure and diversity of ant communities in successive coastal dune valleys. Journal of Animal Ecology, 51: 957-974.

CZOSH S. & SEIFERT B., 2003: *Ponera testacea* Emery, 1995 stat. n. – a sister species of *P. coarctata* (Latreille, 1802) (Hymenoptera, Formicidae). Acta Zoologica Scientarum Hungaricae, 49 (3): 201-214.

DIETRICH C.O. & ÖLZANT S., 1998: Formicidae (Hymenoptera) der Illmündung (Österreich: Vorarlberg) mit einem Beitrag zur Barberfallenmethodik bei Ameisen. Myrmecologische Nachrichten, 2: 7-13.

GALLÉ L., 1991: Structure and succession of ant assemblages in a north European sand dune area. Holarctic Ecology, 14: 31-37.

GALLÉ L., 1998: Contribution to the ant fauna of Slowenia with special reference to the Submediterranean and eudinaric regions. Annals for Istrian and Mediterranean Studies, 11 (97): 209-214.

GALLÉ L., KÖRMÖCZI L., HORNUNG E. & KEREKES J., 1998: Structure of ant assemblages in a middle-european successional sand-dune area. Tiscia, 31: 19-28.

GLASER F., 1998: Die Ameisenfauna des Arzler Kalvarienberges. Berichte des naturwissenschaftlich-medizinischen Vereines Innsbruck, 85: 257-286.

GLASER F., 2000: Ameisen und Reptilien im Prader Sand (Prad, Vinschgau) - Voruntersuchungen für ein Biotopmanagment. Studie im Auftrag des Sonderbetriebes für Bodenschutz, Wildbach- und Lawinenverbauung, Abteilung 30, Wasserschutzbauten, Autonome Provinz Bozen,, 45 pp. + Karten (unveröff.).

GLASER F., 2002: Artenvielfalt von Ameisen (Hymenoptera: Formicidae) in den Naturschutzgebieten Rheindelta und Bregenzer-Ach-Mündung - ein Beispiel für die naturschutzfachliche Bedeutung von Auen- und Uferlebensräumen in Vorarlberg. Rheticus, 1/2: 49-57.

GLASER F., 2003: Die Ameisenfauna (Hymenoptera, Formicidae) des Vinschgau (Südtirol, Italien) – eine vorläufige Artenliste. Gredleriana, 3: 209-230.

GLASER F., 2005: Verbreitung und Gefährdung von Ameisen (Hymenoptera, Formicidae) in Auen- und Uferlebensräumen der Etsch (Südtirol, Italien). Gredleriana, 4 (2004): 203-246

GLASER F., KOPF T. & STEINBERGER K.H., 2003: Ameisen (Hymenoptera: Formicidae) im Frastanzer Ried und in den angrenzenden Illauen. Artenspektrum, Gefährdung und Schutzempfehlungen. Vorarlberger Naturschau, 13: 287-310.

GROSSENRIEDER M. & ZETTEL J., 1999: Auensukzession und Zonation im Rottensand (Pfynwald, Kt. VS). III. Wiederbesiedlung einer Überschwemmungsfläche durch Ameisen (Hymenoptera, Formicidae). Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft, 72: 153-164.

HAERING R. & FOX B.J., 1987: Short-term coexistence and long-term competitive displacement of two dominant species of *Iridiomyrmex*: the successional response of ants to regenerating habitats. Journal of Animal Ecology, 56: 495-507.

HELLRIGL K., 2003: Faunistik der Ameisen und Wildbienen Südtirols (Hym., Formicidae et Apoidea). Gredleriana, 3: 143-208.

HELLRIGL K. & VON PEEZ A., 1994: Kommentar zur Gefährdungssituation der Ameisen (Formicidae). Rote Liste gefährdeter Tierarten Südtirols, Bozen: 173-175.

KELLER I. & ZETTEL J., 2002a: Contribution to the autecology of *Formica selysi* Bondroit, 1918 (Hymneoptera, Formicidae) in a mature steppe and a newly created alluvial zone at Pfynwald (Switzerland): I Feeding ecology. Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft, 74: 183-193.

KELLER I. & ZETTEL J., 2002b: Contribution to the autecology of *Formica selysi* Bondroit, 1918 (Hymneoptera, Formicidae) in a mature steppe and a newly created alluvial zone at Pfynwald (Switzerland): II Habitat use. Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft, 74: 227-236.

KUTTER H., 1977: Hymenoptera Formicidae. Fauna Insecta Helvetica 6, Zürich, 293 pp.

LUDE A., REICH M. & PLACHTER H., 1996: Ameisen (Hymenoptera, Formicidae) in störungsgeprägten Lebensräumen einer nordalpinen Wildflusslandschaft. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, 26: 551-558.

LUDE A., REICH M. & PLACHTER H., 1999: Life strategies of ants in unpredictable floodplain habitats of alpine rivers (Hymenoptera: Formicidae). Entomologia generalis, 24(2): 75-91.

MUELLER-DOMBOIS D. & ELLENBERG H., 1974: Aims and methods of vegetation ecology. John-Wiley & Sons, New York / London / Sydney / Toronto, 547 pp.

MÜHLENBERG M., 1993: Freilandökologie. Quelle & Meyer, 3. Auflage, Heidelberg, 512 pp.

MÜNCH D., 1999: Ausgewählte Hautflügler: Ameisen. In: VUBD, 1999: Handbuch landschaftsökologischer Leistungen - Empfehlungen zur aufwandsbezogenen Honorarermittlung. Veröffentlichungen des VUBD, 1: 216-230.

NEUMEYER R. & SEIFERT B., 2005: Kommentierte Liste der frei lebenden Ameisen (Hymenoptera: Formicidae) in der Schweiz. Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft, 78: 1-17.

PUNTILLA P., HAILA Y. & TUKIA H., 1996: Ant communities in taiga clearcuts: habitat effects and species interactions. Ecography, 19: 16-28.

RABITSCH W.B., DIETRICH C.O. & GLASER F., 1999: Rote Liste der Ameisen Kärntens (Insecta: Hymenoptera: Formicidae). In: ROTTENBURG T., WIESER C., MILDNER P. & HOLZINGER W. E. (eds): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. Naturschutz in Kärnten, 15: 229-238.

SAVOLAINEN R. & VEPSÄLÄINEN K., 1988: A competition hierachy among boreal ants: impacts on resource partitioning and community structure. Oikos, 51: 135-155.

SCHLICK-STEINER B.C. & STEINER F.M., 2002: Ameisen im stark gefährdeten Lebensraum Heißländen - naturschutzfachliche Bewertung und Beiträge zur Findung einer Schutzstrategie. Natur und Landschaft, 77(9/10): 379-387.

SEIFERT B., 1986: Vergleichende Untersuchungen zur Habitatwahl von Ameisen im mittleren und südlichen Teil der DDR. Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz, 59(5): 1-124.

SEIFERT B., 1988: A taxonomic revision of the *Myrmica* species of Europe, Asia Minor, and Caucasia (Hymenoptera, Formicidae). Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz, 62 (3): 1-75.

SEIFERT B., 1993: Die freilebenden Ameisen Deutschlands (Hymenoptera: Formicidae) und Angaben zu deren Taxonomie und Verbreitung. Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz, 67(3): 1-44.

SEIFERT B., 1996: Ameisen – beobachten – bestimmen. Naturbuchverlag, Augsburg, 352 pp.

WEBER S., 2003: Faunistisch-ökologische Untersuchungen der Ameisenfauna (Hymenoptera, Formicidae) einer Wildflusslandschaft im Salzburger Tennengau. Myrmecologische Nachrichten, 5: 15-30.

VEPSÄLÄINEN K., SAVOLAINEN R., TIAINEN J. & VILÉN J., 2000: Successional changes of ant assemblages: from virgin and ditched bogs of forest. Annales Zoologici Fennici, 37: 135-149.

Adresse des Autors:

Mag. Florian Glaser
Technisches Büro für Biologie
Gabelsbergerstr. 41
A - 6020 Innsbruck, Österreich
Florian.glaser@aon.at

bzw.
Abteilung Terrestrische Ökologie und Taxonomie
Institut für Limnologie und Zoologie
Universität Innsbruck
Techniker Str. 25
A - 6020 Innsbruck, Österreich

eingereicht: 04. 10. 2004
angenommen: 15. 09. 2005