

Einfluss langjähriger Pflegemaßnahmen auf die Laufkäferfauna von Trockenrasen (NSG „Hundsheimer Berge“)

Claudia WURTH

Von April bis Oktober 2000 wurde die Laufkäferfauna mittels Barberfallen auf offenen und verbuschten Trockenrasen (Festuco-Brometea) im Naturschutzgebiet „Hundsheimer Berge“ gesammelt. Die Ergebnisse wurden mit Daten aus den Jahren 1987 und 1988 vor Beginn der Pflegemaßnahmen verglichen, um die Auswirkungen extensiver Beweidung und Schwendung zu dokumentieren.

Auf allen wiederholt untersuchten Standorten konnte ein Rückgang hygrophiler Waldarten zugunsten xerophiler Arten offener Landschaften und communer, eurytoper Kultur- bzw. Weidefolger festgestellt werden. Kleine, makroptere Arten wurden gegenüber großen, brachypteren Carabiden gefördert. Auf der offenen Rasensteppe und der Schwendungsfläche kam es zur Ausbildung einer artenärmeren, relativ uniformen Carabidentaxozönose mit verringriger Diversität. Im Gegensatz dazu konnte im Trockenbusch eine Diversitätssteigerung beobachtet werden. Im Anschluss werden die Konsequenzen für das zukünftige Beweidungsmanagement diskutiert.

WURTH C., 2002: Effects of extensive grazing and shrub cutting on the ground beetles of dry grassland.

The carabid beetle communities on open and shrubby sites in dry limestone grassland (Festuco-Brometea) at the Nature Reserve „Hundsheimer Berge“ in eastern Austria were sampled in 2000 by pitfall trapping. These habitats had already been surveyed in 1987 and 1988 under different grazing pressure and management practices. In order to study the effect of extensive sheep grazing and shrub cutting the new data was compared to the earlier results.

Species preferring open habitats and drier conditions were favoured along with eurytopic forms, which were characteristic for high grazing pressure. The number of larger, unwinged species decreased in favour of smaller, fully-winged species. In the open habitats, only a few carabid species dominated and species number and diversity decreased. On the other hand, the grazing regime supported a more diverse carabid fauna in the shrubby habitat. The implications of these results for the conservation of dry limestone grassland and further management practices in this area are discussed.

Keywords: dry limestone grassland, habitat management, grazing, Carabidae, ground beetles, Hundsheimer Berge

Einleitung

Das seit 1965 bestehende Naturschutzgebiet „Hundsheimer Berge“ liegt im Osten Österreichs nahe der slowakischen Grenze. Flachgründige Böden auf kalkigem Untergrund und der pannonische Klimagang fördern die Ausbildung einer überaus artenreichen Trockenrasenflora. Sie zeichnet sich sowohl durch eine große Anzahl submediterran-kontinentaler und pontischer bzw. südsibirischer Elemente, als auch durch Arten aus, die lediglich im pannonischen Raum verbreitet sind (ENGLISCH und JAKUBOWSKY 2000). Das Gebiet wurde aufgrund seiner Artenzusammensetzung und großflächigen Anteile von Felsfluren in das europäische Netzwerk der Biogenetischen Reservate aufgenommen und 1998 als NATURA-2000-Gebiet ausgewiesen. Auch aus faunistischer Sicht herrscht eine große Vielfalt vor. Beispielsweise konnte KASY (1983) 1315 Lepidopterenarten nachweisen, die sich innerhalb des Schutzgebietes entwickeln und von denen eine Reihe in Ostösterreich ihre westlichste Verbreitungsgrenze erreichen.

Neben primären Felstrockenrasen treten aber auch ausgedehnte sekundäre Trockenrasengesellschaften auf. Diese sind bereits vor Jahrhunderten durch großflächige Brandrodung und Nutzung als Hutweide auf ehemals walfähigem Gebiet entstanden. Die offenen Rasenflächen blieben in ihrer Flächenausdehnung durch ständige Schafbeweidung, die um 1890 durch Rinderbeweidung abgelöst wurde, über lange Zeit weitgehend erhalten. Doch bereits ab 1937 konnte eine zunehmende Verbuschung aufgrund verringelter Weideintensität festgestellt werden (WAITZBAUER 1990). Mit der völligen Einstellung der traditionellen Bewirtschaftungsform um 1964 kam es zu einer verstärkten Ausbreitung weideunempfindlicher Sträucher (Weidekuschelgelände), einer Einwanderung von Waldelementen und einer Unterdrückung der kleinwüchsigen Trockenrasenarten durch konkurrenzstärkere Hochgräser. Auf der ehemaligen Hutweide, welche bei Beweidungen vielfach nur kleinflächige Gebüschräume aufwies, konnte in einem Zeitraum von 1958 bis 1982 eine Zunahme der Gehölzdeckung um bis das 14fache (durchschnittlich um das 3fache) festgestellt werden. Laut WAITZBAUER (1990) kann demnach die Bewirtschaftungsaufgabe im pannonischen Bereich bereits nach 20–25 Jahren zur Ausbildung von dicht geschlossenen Dornstrauchbeständen führen, welche nach etwa 40 Jahren in ein Vorwaldstadium übergehen. Von Gehölzen dominierte Magerrasen können dann durch Ausholzung kaum mehr in ihren ursprünglichen Zustand übergeführt werden, da sich aufgrund der veränderten Bodenfaktoren eine Schlagflora ausbilden würde (BLAB 1993). Um einem unkontrollierten Sukzessionsverlauf der sekundären Trockenrasen entgegenzuwirken, wurde die Schafbeweidung 1982 im Rahmen eines langzeitigen Biotoptopmanagement-Programmes wieder aufgenommen. Zusätzlich zur Koppel- und Hütehaltung wird seitdem durch Auslichtung und Schwendung versucht, eine großflächige Verbreitung und Verdichtung der Gebüschräume zu verhindern, und wenigstens den „Ist-Zustand“ zu erhalten.

Im Rahmen solcher Pflegekonzepte ist eine Kontrolle der Auswirkungen bzw. der Verträglichkeit der gesetzten Maßnahmen unumgänglich, da auf Trockenrasen meist eine komplexere Strategie zum Schutz einer spezifischen Flora und Fauna notwendig ist. Obwohl die Vegetation primär betroffen ist, werden auch Evertebraten, die wiederum maßgeblich an der Qualität eines Biotops für Vögel, Reptilien und Kleinsäuger beteiligt sind, von pflegebedingten Veränderungen beeinflusst.

Carabidae, obwohl überwiegend polyphag-zoophag, reflektieren aufgrund ihrer epigäischen Lebensweise – und nicht zuletzt wegen ihrer vielfach spezifischen und weitgehend bekannten Umweltansprüche (z. B. THIELE 1977; KOCH 1989; TURIN et al. 1991) – hervorragend die mit Pflegemaßnahmen einhergehenden Änderungen der Vegetationsstruktur und des Mikroklimas an der Bodenoberfläche (z. B. RUSHTON et al. 1989, 1990; BLAKE et al. 1996). Aufgrund ihrer Mobilität reagiert die Carabidenfauna rascher und wesentlich empfindlicher als die Vegetation (HOLSTE 1974; KOPETZ und KÖHLER 1991). Ausführlich wurde demonstriert, dass diverse Biotoptypen durch ihre Carabidenzönosen klassifiziert werden können, wobei deren räumliche Verteilung hauptsächlich von Bodenfeuchte und auf gleichem Bodentyp vom Management bestimmt wird (z. B. THIELE 1964; TURIN and HEIJERMAN 1988; EYRE et al. 1989, 1990; LUFT et al. 1989, 1992; EYRE and LUFT 1990; RUSHTON et al. 1990; TURIN et al. 1991). Carabidae eignen sich somit auch für die praktische Naturschutzarbeit (EYRE and RUSHTON 1989), da sie als Indikatoren für herrschende Umweltbedingungen und Folgen menschlicher Eingriffe bzw. natürlicher Sukzessionen zur Bewertung der Naturnähe und Schutzwürdigkeit von Biotopen herangezogen werden können.

Untersuchungen zur Ermittlung von Auswirkungen gesetzter Pflegemaßnahmen (Mahd,

Beweidung, Pestizideinsatz, Feldbewirtschaftung) wurden in den meisten Fällen – nicht zuletzt wegen der wichtigen Rolle der Carabidae in der Schädlingsbekämpfung – auf agrarwirtschaftlich genutzten Flächen durchgeführt (z. B. RUSHTON et al. 1989; LUFT and RUSHTON 1989; KROMP and STEINBERGER 1992; McCACKEN and BIGNAL 1998; FOURNIER and LOREAU 1999; ANDERSEN and ELTUN 2000). Arbeiten über die Effekte von Beweidung, Mahd und Auslichtung verbuschter Flächen in kontinental geprägten Trockenrasen, welche sich in ihrem Klimaregime beträchtlich von subatlantisch-submediterranen unterscheiden, sind selten. Aus diesem geographischen Gebiet liegen nur überwiegend lokalaunistische Bestandesaufnahmen vor (SCHNEIDER 1976; BALDI 1990; BALDI and ADAM 1991; KADAR and SZEL 1993; BULOKHOVA 1996).

Die Carabidenfauna des Hundsheimer Berges wurde durch Aufsammlungen in den Jahren 1987 und 1988 bereits umfangreich bearbeitet (MOSAR 1991). Ziel der vorliegenden Arbeit ist ein Vergleich dieser Ergebnisse mit der Situation im Jahr 2000 und eine Dokumentation der Auswirkungen einer langjährigen extensiven Beweidung und Schwenzung auf die Struktur der Carabidenfauna. Aus den Resultaten sollen Informationen für zukünftige Managementstrategien im Gebiet abgeleitet werden.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Der Hundsheimer Kogel (480 m) bildet mit dem südwestlich vorgelagerten Hexenberg (410 m) eine geomorphologische Einheit, welche 166 ha des 187 ha großen Naturschutzgebietes „Hundsheimer Berge“ einnimmt. Zusammen mit 6 weiteren Erhebungen, die alle eine geringere Flächenausdehnung und Höhe aufweisen, zählt das Naturschutzgebiet zum Höhenzug des Hundsheimer Hügellandes. Dieses (auch oftmals in der Literatur „Hainburger Berge“ genannt) liegt im östlichen Niederösterreich (Hundsheim, 48°07'N, 16°55'Ö) 43 km Luftlinie von Wien und 15 km von Bratislava entfernt. Hinsichtlich der näheren Darstellung der geologischen und pedologischen Entwicklung dieses westlichsten Ausläufers der Kleinen Karpaten und der großklimatischen Zuordnung sei hier auf die Arbeiten von TOLLMANN (1977) bzw. BOBEK (1960–80, Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik Wien) verwiesen. Die Vegetationsgliederung der Hundsheimer Berge wurde von NIKLFELD (1964), GEERDES und MOLL (1983), WALLNÖFER (1998) und ENGLISCH und JAKUBOWSKY (2000) ausführlich bearbeitet. Eine allgemeine Einführung in dieses Gebiet und die historische Entwicklung der ehemaligen Hutweiden sind WATZBAUER (1990) zu entnehmen.

Untersuchungsstandorte

Von April bis Oktober 2000 fand eine wiederholte Aufnahme des Carabidenbestandes an 3 Standorten (S, TRR, RST) statt, welche vor 14 bzw. 13 Jahren durch MOSAR (1991) ebenfalls gesammelt worden waren. Zusätzlich wurden 2 weitere Flächen (W bzw. FST), an denen jeweils nur in einem Jahr eine Erhebung erfolgte (1987 bzw. 2000), zu Vergleichszwecken in die Auswertung miteinbezogen. Die vegetationskundliche Charakterisierung der insgesamt 5 Untersuchungsflächen stützt sich auf Analysen von ENGLISCH und JAKUBOWSKY (2000) und MOSAR (1991).

Standort Felssteppe (FST) befindet sich in 410 m SH in S-SW-Exposition (Inklination 5°) an der Fortsetzung der Kuppe des Hexenberges zum Hundsheimer Kogel. Dort

entwickelten sich auf rohhumusreichen und trockenen Rendzina-Böden flachgründige Felssteppen (*Poa badensis*-*Festucetum pallantis* innerhalb des *Seslerio-Festucion pallantis* Verbandes). Pflegemaßnahmen werden in Form eines freien Gehütes über wenige Tage zweimal pro Jahr durchgeführt.

Alle anderen Untersuchungsflächen liegen auf dem Westhang des Hundsheimer Kogels in der Nähe des Gipfels auf tiefgründiger Parabraunerde.

Standort Wald (W) liegt in 475 m SH (Inklination < 5°) 7 m vom Waldrand entfernt im Eichen-Hainbuchenmischwald (*Carici pilosae-Carpinetum*), der über den Nordosthang bis an die Kuppe zieht. Diese Stelle liegt an der Nord-Ost-Grenze des Naturschutzgebietes und wird nicht beweidet.

Standort Schwendungsfläche (S) befindet sich, umgeben von Trockenrasenflächen, 34 m vom Waldrand entfernt in 447 m SH in einer etwas tiefergründigen Mulde (Inklination < 5°). Die durch *Arrhenatherum elatius* dominierte Trockenwiese wird stark von Gebüschen, wie *Cornus mas*, *C. sanguinea*, *Crataegus monogyna* und *Ligustrum vulgare* durchsetzt. *Arrhenatherum elatius*, eine Charakterart der Fettwiesen, gewinnt aufgrund des Weidedrucks zunehmend an Bedeutung und verhindert die Ausbildung von konkurrenzschwächeren Gebüschenzonen wie auf Standort B. Erstmalige Pflegemaßnahmen wurden im Winter 1986/1987 durch Auslichtung des dichten Weidekuschelgeländes und nachfolgender Beweidung durchgeführt. Im darauffolgenden Winter 1987/1988 erfolgte die Schwendung der gesamten Gebüschrinde (ca. 200 m²), wodurch sich eine trockene Ruderalfür entwickelte. Seit 1988 werden diese Flächen regelmäßig zweimal jährlich beweidet, 1995 fand erneut eine Auslichtung der Stockausschläge statt.

Standort Rasensteppe (RST) erstreckt sich in einer sekundär entstandenen Rasensteppe auf mittelgründigem Boden in 439 m SH (Inklination 5–10°). Pflanzensoziologisch gesehen, handelt es sich dabei um ein *Ranunculo illyrici-Festucetum valesiacae* (Verband *Festucion valesiacae*), welches für Plateaulagen am Hundsheimer Berg charakteristisch ist und bei regelmäßiger Beweidung, wie sie seit dem Sommer 1988 durchgeführt wird, relativ stabil erhalten bleibt.

Standort Trockenbusch (B) ist ein 14 m breiter Ausläufer einer großen, geschlossenen Trockenbuschinsel, welche zungenförmig in die Trockenwiese vorragt (434 m SH, Inklination 5–10°). Die von *Cornus mas* dominierte Gesellschaft befindet sich auf tiefgründigem Boden und ist durch Artenarmut und geringen Unterwuchs gekennzeichnet. Neben der Randzone des Trockenbusches werden v. a. die umgebenden Glatthafer- und Wiesenhafer-Wiesen seit 1988 beweidet. Die Fläche der Gebüschrinde ist seit 1987 unverändert, lediglich die Wuchsform der Sträucher änderte sich durch Verbiss und die *Arrhenatherum elatius* – Bestände nahmen in der Umgebung zu.

Die mikroklimatische Charakterisierung der Standorte kann WURTH (2001) entnommen werden. Die Indices (87, 88, 00) nach den Standortabkürzungen geben im folgenden Text das Untersuchungsjahr an.

Pflegemaßnahmen

Die Beweidung im Naturschutzgebiet erfolgt seit 1988 mit 220 Mutterschafen (Tiroler Bergschaf, Merinoschaf) auf einer Gesamtfläche von 90 ha. Im Frühjahr und Herbst wird die Beweidung auf dem Hundsheimer Kogel in Form von Umschlagskoppeln auf einer Fläche von je 0,3–0,5 ha über 24 h durchgeführt. Vor dem Auf- und Abtrieb der Schafe werden die stark exponierten und flachgründigen Felssteppen am Hexenberg in freiem Gehüte ca. 2–5 Tage lang beweidet. Je nach Witterung und Nahrungsangebot können Zeitpunkt und Dauer der Beweidung variieren. Von 1982 bis 1988 kam eine kleinere Herde zum Einsatz, welche in diesem Zeitraum von 12 Schafen auf 170 aufgestockt wurde. Die Koppeln wurden in dieser Zeit nicht flächendeckend und im Jahresverlauf unregelmäßig gesetzt. Eine Intensivierung der Beweidung setzte erst ab 1988 ein.

Fangmethodik

Die Erfassung der Carabidenfauna erfolgte mittels Barberfallen (Plastikbecher, 68 mm Durchmesser, 300 ml Volumen, 4% Formol mit Entspannungsmittel, Blechdächer). Diese wurden, um die Vergleichbarkeit mit den Erhebungen von Mosar zu gewährleisten, wie 1987 und 1988 in 2 leicht gegeneinander versetzten parallelen Reihen zu je 6 Barberfallen an den Untersuchungsflächen angeordnet. Der Abstand zwischen den Reihen bzw. den Fallen einer Reihe betrug jeweils 1 m. Die Leerung wurde in einem 10-14tägigen Rhythmus von 6. 4.–29. 10. 2000 durchgeführt. Die Determination der gefangenen Carabiden erfolgte nach HURKA (1996).

Datenanalyse

Im Bereich des Umweltmonitorings und Naturschutzes sind neben dem Kriterium der Seltenheit vorkommender Arten vor allem Änderungen der Diversität und der Häufigkeitsverteilung der Arten einer Zönose aufgrund von Sukzession oder anthropogener Einflüsse wesentlich (SOUTHWOOD 1978; USHER 1986; MAGURRAN 1988).

Zur Bewertung der Diversität der Carabidenfauna an den einzelnen Untersuchungsstellen wurden die Artendichte (S), die Darstellung mittels Artensequenz-Abundanz-Kurven (rank-abundance plots) und die Berechnung von William's α herangezogen.

Artensequenz-Abundanz-Kurven geben Aufschluss über die herrschenden Dominanzverhältnisse, wobei aus dem Anstieg der Kurven Rückschlüsse auf die Eveness gezogen werden können. Überdies werden Änderungen in der Dominanzstruktur besprochen und Übereinstimmungen in den Dominanzverhältnissen (Renkonen's coefficient) / der Artenzusammensetzung (Sörensen-Quotient) v. a. an den mehrmals untersuchten Standorten aufgezeigt.

William's α ermöglicht über Arten- und Individuenzahl eine Schätzung der α -Diversität. Trotz häufiger Kritik werden Diversitätsindices auch weiterhin zur Beschreibung der Struktur einer Artengemeinschaft verwendet (z. B. RUSHTON et al. 1990; KROMP and STEINBERGER 1992; KISS et al. 1994; FOURNIER and LOREAU 1999). William's α wird, verglichen mit anderen Indices, als empfindliches und universell anwendbares Diversitätsmaß selbst bei selektiven Erfassungsmethoden charakterisiert, welches sich durch höchste Diskriminationsfähigkeit zwischen unterschiedlichen Biotopen und geringe Sensitivität gegenüber der Stichprobengröße auszeichnet (TAYLOR 1978; SOUTHWOOD 1978; MAGURRAN 1988). Weiters wird dieser Indexwert weder von der Abundanz der

häufigsten Arten, die eine große Verbreitung aufweisen, noch von sehr seltenen Arten beeinflusst, sondern hauptsächlich von den Arten mit mittlerer Abundanz, welche die Hauptmasse der differentialdiagnostisch wichtigen Formen ausmachen.

Da die Fauna der einzelnen Vegetationskomplexe auch in einem kleinräumigen Vegetationsmosaik in ihrem Anteil an den Präferenzspektren unterscheidbar ist (THIELE 1977), wurden die Standorte hinsichtlich der ökologischen Ansprüche ihrer Carabidenzönosen (Daten aus BURMEISTER 1939; THIELE 1964a, 1969, 1977; TIEZTE 1968, 1973a, b; FRANZ 1970; BECKER 1975; TURIN and HEIJERMANN 1988; KOCH 1989; TURIN et al. 1991; HURKA 1996; DEN BOER and VAN DIJK 1996) verglichen. Zusätzlich wurde die Verteilung von Größenklassen (Einteilung nach HEYDEMANN 1953) und flugdynamischen Typen (Angaben aus HURKA 1996) innerhalb der Carabidengemeinschaften der untersuchten Standorte betrachtet, da durch diese eine Aussage über Alter, Stabilität und somit über den relativen Sukzessionsstatus einer Fläche möglich ist (HEYDEMANN 1953; BALKENHOL et al. 1991; DEN BOER 1970, 1996; BLAKE et al. 1994).

Die Standorte wurden, basierend auf deren Artenzusammensetzung, mittels Two-Way Indicator Species Analysis (TWINSPLAN, HILL 1979) klassifiziert. Dabei werden Standorte mit „ähnlicher“ Artenzusammensetzung gruppiert und tabellarisch in einer hierarchisch-dichotomen Teilung des Datensatzes mit maximaler Korrelation zwischen den Standorten und deren Artengarnitur präsentiert. Zusätzlich werden an jedem Teilungsschritt Indikatorarten und Arten höherer Präferenz bestimmt. Die Güte der jeweiligen Teilung wird durch den Eigenwert (sollte 0,3 erreichen) angegeben.

Aufgrund des möglichen Einflusses unterschiedlicher Wetterbedingungen auf die Aktivitätsabundanz der Carabidae wurden zum Vergleich ihrer Zönosen aus unterschiedlichen Jahren keine absoluten Häufigkeiten verwendet. Lediglich Absenz/Präsenz-Daten und relative Häufigkeiten gingen in die Auswertung ein, da anzunehmen ist, dass die Artenzusammensetzung und die Dominanzstruktur an Standorten, welche sich über die Jahre hin nicht verändern, gleich bleiben.

Ergebnisse und Diskussion

In den Jahren 1987, 1988 und 2000 wurden insgesamt 6014 Carabidae, welche sich auf 77 Arten und 32 Gattungen verteilen, gefangen. Artenzahl, Individuenzahl und Diversitätsindex der einzelnen Standorte in den entsprechenden Sammelperioden sind aus Tab. 1 zu entnehmen.

Tab. 1. Artenzahl (S), Individuenzahl (N) und William's α (α) der Carabidenzönosen von 1987, 1988 und 2000. B – Trockenbusch, W – Wald, S – Schwendungsfläche, RST – Rasensteppe, FST – Felssteppe. – William's α (α), numbers of species (S) and individuals (N) in ground beetle communities of 1987, 1988 and 2000 in the study sites.

	1987			1988			2000		
	S	N	α	S	N	α	S	N	α
W	32	1531	5,72	-	-	-	-	-	-
B	20	357	4,58	-	-	-	36	1194	7,00
S	41	936	8,76	42	930	9,047	24	276	6,32
RST	19	70	8,58	-	-	-	16	488	3,17
FST	-	-	-	-	-	-	15	232	3,58
total	61	2894	-	42	930	-	51	2190	-

Auf S88 konnten die höchste Artendichte und Diversität registriert werden. Dies äußert sich auch in einem geringen Anstieg der Artensequenz-Abundanz-Kurve, welcher einer besonders gleichmäßigen Verteilung der Individuen auf die einzelnen Arten entspricht (Abb. 1). Obwohl auf S87 nur eine einzige Art mehr als 10% der Gesamtindividuenzahl

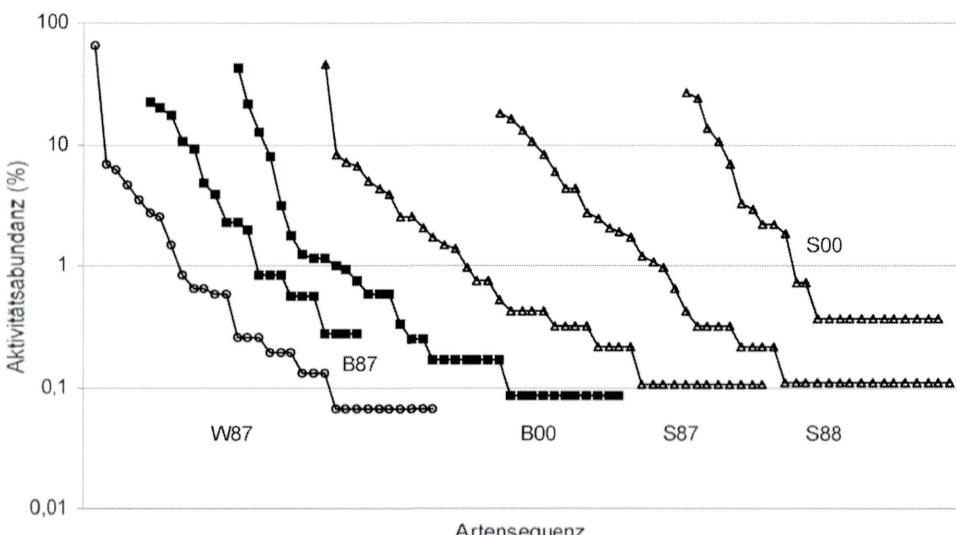


Abb. 1. Artensequenz-Abundanz-Kurven der Carabidenzönosen des Waldes (W), des Trockenbusches (B) und der Schwendungsfläche (S). Die Indices nach den Standortbezeichnungen geben das Untersuchungsjahr an. Ordinate: Aktivitätsabundanz der Arten in % der Gesamtindividuenzahl des jeweiligen Standortes auf einer log-Skala. – Rank abundance plots of ground beetle communities in the study plots.

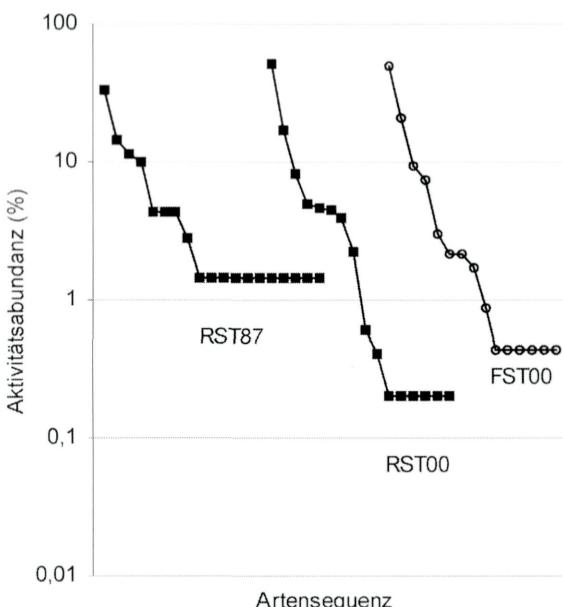


Abb. 2. Artensequenz-Abundanz-Kurven der Carabidenzönosen der Rasensteppe 1987 und 2000 (RST87, RST00) und der Felssteppe (FST00). Ordinate: Aktivitätsabundanz der Arten in % der Gesamtindividuenzahl des jeweiligen Standortes auf einer log-Skala. – Rank abundance plots of ground beetle communities in the study plots.

erreichte und somit stark dominierte, wird auch diese Kurvendarstellung durch die große Artenzahl abgeflacht. Auf den im Jahr 2000 wiederholt untersuchten Flächen S und RST wurde, verglichen mit 1987, eine mehr oder weniger deutliche Abnahme der Arten-dichte und des Diversitätsindex festgestellt (Tab. 1). Gleichzeitig fällt auch der steilere Kurvenverlauf des Jahres 2000 auf diesen Standorten gegenüber früheren Jahren auf, wobei Arten mit mittlerer Häufigkeit unterrepräsentiert sind und einige wenige äußerst stark dominieren.

Demgegenüber kam es 2000 auf B sowohl zu einem Anstieg der Carabidenfauna um 16 Arten als auch zu einem höheren Diversitätsindex. Weiters konnte eine Abflachung der Artensequenz-Abundanz-Kurve festgestellt werden, allerdings unter maßgeblichem Anteil vieler Arten mit nur minimaler Individuenzahl (31 Arten < 3,2%).

Die Artensequenz-Abundanz-Kurven der Flächen RST00 und FST00 sind – verglichen mit RST87 – durch große Steilheit charakterisiert, ein Zeichen für wenig diverse und schlecht strukturierte Carabidenzönosen mit einigen sehr abundanten und wenigen Arten im mittleren Häufigkeitsbereich (Abb. 2).

Die TWINSPLAN-Analyse (Abb. 3) ergab aufgrund communer Waldarten mit hohem Feuchtebedürfnis (*Abax parallelepipedus*, *Carabus coriaceus coriaceus*) eine erste Trennung des Datenmaterials der dicht geschlossenen Bestände ohne Beweidung (B87, W87) und einer Gruppe aus verbuschten Flächen bzw. unbeweideten offenen Flächen (S00, S88, S87, RST87, B00) von extrem trockenen, offenen und beweideten Flächen (FST00, RST00). Während nur Arten offener, meist trockener und warmer Bereiche wie *Calathus cinctus* und *Calathus melanocephalus* eine hohe Präferenz für FST00 und

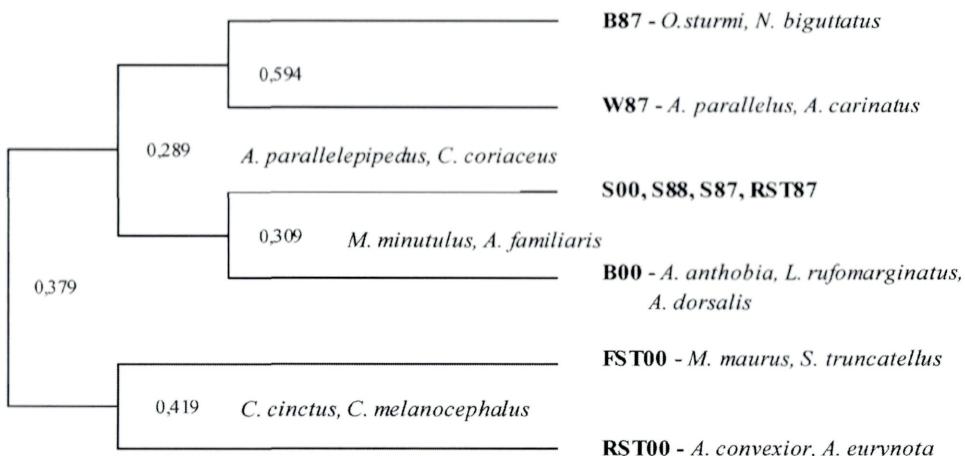


Abb. 3. Interpretation der TWINSPAN-Analyse mittels eines Dendrogramms und Indikatorarten bzw. Arten höherer Präferenz für die Carabidenzönosen an den Untersuchungsstandorten. Das gezeichnete Schema gibt lediglich die hierarchische Abfolge der Teilungsschritte mit den entsprechenden Eigenwerten wider, nicht jedoch die Ähnlichkeitsniveaus, welche sich aus einer Clusteranalyse ergeben würden. B – Trockenbusch, W – Wald, S – Schwendungsfläche, RST – Rasensteppe, FST – Felssteppe. Die Indices nach den Standortbezeichnungen geben das Untersuchungsjahr an. – Dendrogram showing the groups of study sites and indicator species or species of high preference interpreted from the TWINSPAN analysis.

RST00 zeigten, waren weitere Waldarten (*Platyderus rufus, Molops elatus, Carabus scheidleri scheidleri*) und euryhygäre Offenlandarten für die anderen Standorte charakteristisch. Von diesen wurden beim nächsten Teilungsschritt W87 und B87 aufgrund des

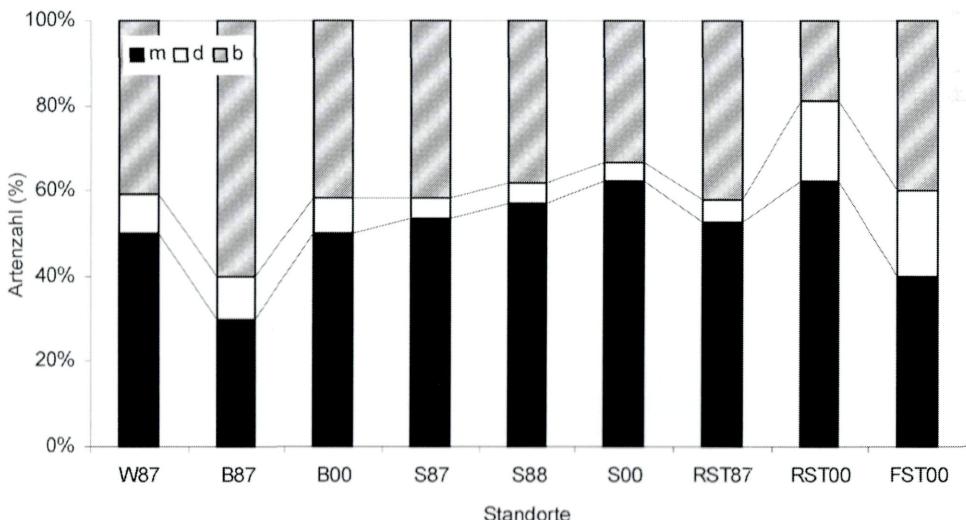


Abb. 4. Vergleich der Carabidenzönosen der 9 Standorte nach der Flügelausbildung ihrer Arten. Artenzahlen in % der Gesamtartenzahl des jeweiligen Standortes. m – makropter, b – brachypter, d – dimorph. Frequency of macropterous, brachypterous and dimorphic species (in percent of total species number per study plot) within the carabid communities.

Fehlens von *Poecilus cupreus*, einer eurytopen und sehr communen Pionierart auf Kulturland, abgetrennt.

Im allgemeinen herrschten an allen Standorten in allen Untersuchungsjahren die makropteren Arten vor, lediglich das Gebüsch 1987 zeichnete sich durch einen höheren Anteil an brachypteren Formen aus (Abb. 4). Vergleicht man die Verteilung der flugdynamischen Typen innerhalb der Carabidenzönosen von 1987 bis 2000, fällt ein genereller Trend zur starken Abnahme der Brachypterie auf. Vor allem im Trockenbusch (B00) und auf der Rasensteppe (RST00) war dies mit einer Verringerung um 18% bzw. 24% zugunsten makropterer oder dimorpher Formen zu beobachten. Auch auf der Schwendungsfläche (S00) zeigte sich eine leichte Zunahme der makropteren Arten.

Der Hauptanteil der Carabidenzönosen wurde an allen Standorten durch mittelgroße Arten der Größenklasse von 6–10 mm gebildet. An fast allen mehrmals untersuchten Standorten verringerte sich über die Jahre der Prozentsatz der Carabidae mit einer Körpergröße zwischen 18 und 40 mm (oberste Größenklasse). Nur auf der Schwendungsfläche 2000 konnte ein Anstieg dieser Größenklasse verglichen mit den vorhergehenden Jahren festgestellt werden. Gleichzeitig kam es an diesem Standort zu einem starken Rückgang der Arten mit einer Größe bis zu 6 mm.

Trockenbusch 1987–2000

Der untersuchte Ausläufer (B) einer großen Trockenbuschinsel stellt per definitionem eine Hecke dar, welche nach BLAB (1993) durch eine maximale Breite von 15 m gekennzeichnet wird. Die bandartig angeordneten Sträucher können als 2 zusammengelegte Waldränder betrachtet werden. In derartigen Saumbiotopen treffen sowohl Waldarten, welche vor allem das Heckeninnere bevorzugen und die „feldähnlichen“ Klimabedingungen des Randsaumes meiden (THIELE 1964b), als auch euryöke Arten offener Landschaften aufeinander. Hinzu kommen noch Arten der Waldränder, die sich auf diese Grenzlinie zwischen den beiden Lebensräumen spezialisiert haben. Mit zunehmender räumlicher Ausdehnung eines Heckenstandortes wächst der Anteil der Waldarten. In nur 3–5 m breiten Heckenstreifen sinkt hingegen die Abgeschlossenheit gegenüber der umgebenden offenen Landschaft und „Offenlandarten“ können auch noch im Zentrum vorkommen (THIELE 1964b; BECKER 1975). Die Carabidenzönosen der Hecken zeigen aber durchaus eigenständige Züge unabhängig vom Umland mit v. a. subdominannten und rezidenten Arten, welche nur in der Hecke vorkommen (HOLSTE 1974; BECKER 1975).

In gehölzdurchsetztem Grünland können hygrophile Arten der Wiesen und Weiden während der trockenwarmen Sommermonate unter Sträuchern geeignete mikroklimatische Bedingungen finden. Weiters bieten diese Biotope Schutz vor Wind und feucht-kühler Witterung im Herbst und Frühling, wodurch die Aktivitätsphase etwa an ihren Süd- und Westrändern verlängert werden kann. Zusätzlich finden Imaginalüberwinterer in Gebüschen optimale Mikrohabitatem mit Ast- und Laubaufklage, welche auf exponierten Trockenrasen fehlen. Zu solchen Arten zählen beispielsweise *Trechus quadristriatus* und *Loricera pilicornis* (RÖSER 1988), welche im Untersuchungsgebiet nur in geschlossenen Beständen anzutreffen waren.

Der Gebüschbiotop wies in beiden Untersuchungsjahren aufgrund der vielfältigen klimatischen und strukturellen Gradienten auf engstem Raum eine größere Artenzahl auf als die umgebenden, homogeneren Trockenrasen. Bereits MARGALEF (1963) und SOUTHWOOD et al. (1979) wiesen darauf hin, dass die Diversität in den frühen oder mittle-

ren Stadien der Sukzession einen Höhepunkt erreicht und dann im Klimax zurückgeht. Durch die regelmäßigen Pflegeeingriffe seit 1988 wird der Trockenbusch nun ständig in einem Stadium der Sukzession gehalten, woraus eine hohe Diversität resultiert. Der langjährige Weidebetrieb förderte die Öffnung der Gebüsche durch die Entfernung der unteren Ast- und Blattetagen und ermöglichte mit dem veränderten Mikroklima ein vermehrtes Eindringen xerophiler „Offenlandarten“. Dennoch setzten sich die Leitformen in beiden Untersuchungsjahren aus Wald- und Feldarten und xerophilen/hygrofilen Arten zusammen, wodurch sich abermals die Bedeutung von Hecken als Lebensräume für Arten unterschiedlichster Habitatpräferenzen erweist.

Die Veränderungen durch die Pflegemaßnahmen im Trockenbusch äußerten sich auch in der Klassifikation durch TWINSPLAN, wo B87 und B00 nicht in einer gemeinsamen Gruppe aufschienen. Aufgrund der vielen Waldarten und dem Fehlen von Arten offener Bereiche (z. B. *Poecilus cupreus*, *Microlestes minutulus*, *Amara familiaris*) wurde B87 zu W87 gestellt. B00 ist wegen des hohen Anteils an „Offenlandarten“ mit S und RST87 gemeinsam gruppiert. Beim nächsten Teilungsschritt aber bildet B00, offenbar aufgrund der stärkeren Geschlossenheit und den damit verbundenen feuchteren, kühleren und windgeschützteren Bedingungen der Buschfläche, eine eigenständige Gruppe (Abb. 3).

Im Jahre 1987 waren im Trockenbusch vor allem *Olistophorus sturmi*, eine „Offenlandart“ mit eurosibirischer Verbreitung, und *Notiophilus biguttatus*, eine paläarktische Waldart, charakteristisch (Tab. 2). *O. sturmi* kommt nach HURKA (1996) vorwiegend in Steppen, Waldsteppen und an Waldrändern vor. Aufgrund der ausgeprägten Thermophilie tritt er in Ostösterreich lediglich an Xerothermstandorten (FRANZ 1970, 1984) auf. *N. biguttatus*, ein spezialisierter Collembolenjäger mit einem relativ weiten Feuchtespektrum, bevorzugt hingegen niedrigere Temperaturen (BAUER 1975) und ist hauptsächlich in ökologisch stabilen, lichten Wäldern, an Waldrändern und in Waldsteppen (KOCHE 1989;

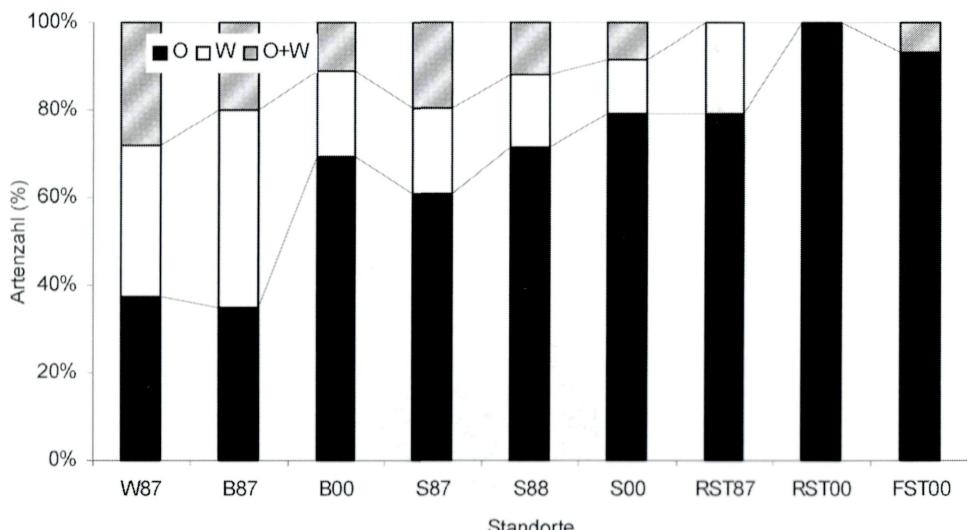


Abb. 5. Vergleich der Carabidenzönosen der 9 Standorte nach der Habitatpräferenz ihrer Arten. Artenzahlen in % der Gesamtartenzahl des jeweiligen Standortes. O – offene Landschaft bevorzugend, W – Wald bzw. geschlossene Bestände bevorzugend, O+W – in beiden Habitaten gleichermaßen vorkommend. Frequency of species preferring open country, forests or both habitats within the carabid coenoses (in percent of total species number per study plot).

HURKA 1996; DEN BOER and VAN DIJK 1996) anzutreffen. Weitere commune Waldarten wie *Abax parallelepipedus* (1987: 10% – 2000: 2%) und *Carabus c. coriaceus* (1987: 5% – 2000: 0,6%) waren 1987 noch häufig vertreten. Die Zahl der Waldarten nahm jedoch zwischen 1987 bis 2000 von 45% auf 19% ab. Im Gegensatz dazu traten 2000 um ca. 34% mehr Arten offener Habitate auf als 1987 (Abb. 5) – ein deutlicher Hinweis auf den modifizierenden Einfluss der Beweidung.

Im Jahr 2000 dominierten eurytopic, teilweise sogar synanthropic Arten offener, trockener Kulturflächen, wie vor allem *Calathus fuscipes* und *Amara anthobia* (KOCH 1989; TURIN et al. 1991), zusammen bereits mit einem 63%igen Anteil am Gesamtfang. *C. fuscipes* (1987: 17% – 2000: 42%) und *A. anthobia* (1987: 0% – 2000: 21%) zeigten auffällige Verschiebungen in ihren Dominanzspektren (Tab. 2). Weiters waren noch *Leistus rufomarginatus*, ein Collembolenjäger (BAUER 1985) mit Verbreitungsschwerpunkt in feuchten Laubwäldern und *Anchomenus dorsalis*, ein Besiedler trockener Felder, Weiden aber auch sonniger Hecken (KOCH 1989; HURKA 1996), charakteristisch. Die auffällige Abnahme von 1987 bis 2000 scheint bei den stenotopen Waldsaumbewohnern *O. sturmi* (1987: 23% – 2000: 0,6%) bzw. *Platyderus rufus* (1987: 3,9% – 2000: 0,2%) und *Notiophilus biguttatus* (1987: 20% – 2000: 1%) auf eine Öffnung des Buschstandortes mit einem Rückgang der spezialisierten Randfauna und einem Eindringen von euryökem Kulturfögern mit starkem Ausbreitungspotential hinzuweisen. Auch die Tatsache, dass 1987 xerophile und hygrophile Arten auf B einen annähernd gleichen Prozentsatz an der Artenzusammensetzung einnahmen, wogegen 2000 die xerophilen Arten mit 56% gegenüber den hygrophilen mit 17% deutlich dominierten, spricht für trockenere Kleinklima-Bedingungen im Trockenbusch (Abb. 6).

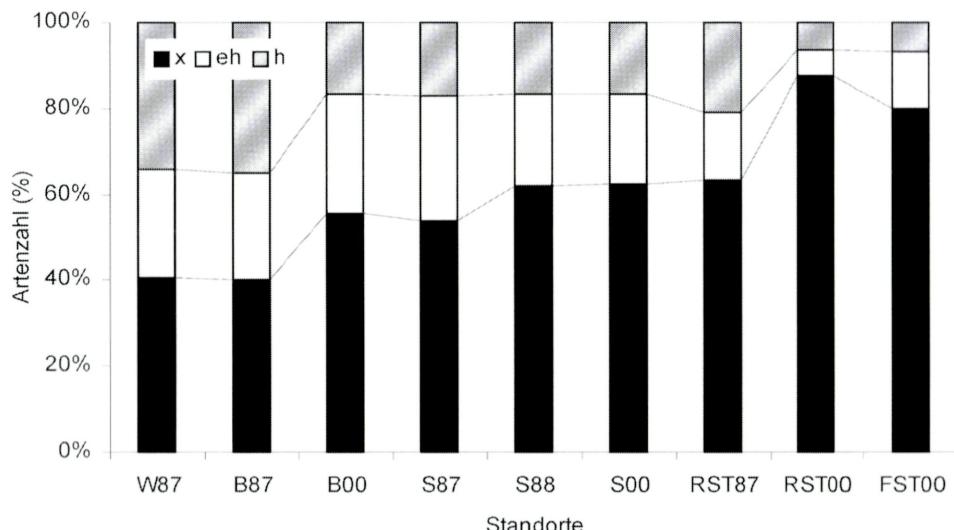


Abb. 6. Vergleich der Carabidenzönosen der 9 Standorte nach der Feuchtepräferenz ihrer Arten. Artenzahlen in % der Gesamtartenzahl des jeweiligen Standortes. x – xerophil, eh – euryhygr, h – hygrophil. Frequency of xerophilous, euryhygrous and hygrophilous carabid species (in percent of total species number per study plot).

Wald 1987

Der Waldstandort von 1987 zeichnete sich im Gegensatz zu allen anderen Untersuchungsflächen durch das auffallend dominante Auftreten von Waldarten mit hoher oder indifferenter Feuchtepräferenz aus. So stellen *Abax parallelepipedus* (66%) und *Carabus c. coriaceus* (7%) mit einer ausgeprägten Hygrophilie, Skotophilie und Eurythermie häufige Bewohner europäischer Laubwälder dar (Tab. 2). Beide Arten sind äußerst eurytop und in vielen anderen Habitaten außerhalb von Wäldern mit vergleichbaren mikroklimatischen Bedingungen, so auch in offenem Buschgelände und sogar auf dichtwüchsigen Trockenrasen anzutreffen (BLUMENTHAL 1981; TURIN et al. 1991). Infolgedessen sind sie generell nicht zur Bioindikation geeignet, in dieser Untersuchung trennten sie jedoch die extrem trockenen und seit 1988 kontinuierlich beweideten Standorte RST00 und FST00 von allen übrigen (Abb. 3).

Kennzeichnend für W87 waren *Abax parallelus* (6%) und *Abax carinatus porcatus* (2%), welche nur in wohlausgebildeten Waldgebieten mit ausgesprochenem kühl-feuchtem Waldbestandesklima vorkommen (THIELE 1977) (Abb. 3). Unter den Rezidenten traten jedoch viele xerophile Arten offener Habitate auf. Dies dürfte einerseits auf die Sommertrockenheit der pannonischen Eichen-Hainbuchenwälder und andererseits auf das Phänomen des Randeffekts (ODUM 1980) zurückzuführen sein, da die Fallen nur 7 m vom Waldrand aufgestellt waren. Hier sind vor allem *Harpalus atratus* und *Ophonus nitidulus* zu nennen, die beide sowohl in Wäldern und insbesondere am Waldrand, als auch in offenen Habitaten (Wiese, Garten, Buschhabitatem) vorkommen. Es ist anzunehmen, dass die Artenzahl vom Waldrand in das Waldesinnere hinein rückläufig ist, wie dies MAGURA und TOTHMERESZ (1997) für einen ungarischen Eichen-Hainbuchen-Wald nachgewiesen haben.

Rasensteppe 1987–2000, Felssteppe 2000

In Abhängigkeit von der Bodenfeuchte zeigen Graslandökosysteme eine signifikant unterschiedliche Besiedlungsdichte, wobei Arten- und Individuenzahlen in positiver Korrelation stehen (TIEZTE 1968). Die größte Individuendichte weisen frische und frisch-trockene Wiesen auf, die größte Artendichte hingegen trockene Bereiche. Imdürren und nassen Bereich stellte TIEZTE (1968) die niedrigsten Arten- und Individuenzahlen fest. Weiters sind schattenreiche Biotope gegenüber den offenen mit einem hohen Maß an Einstrahlung viel arten- und individuenreicher (SCHNEIDER 1976). So ist es nicht weiter verwunderlich, dass die offenen Flächen der Rasensteppe (RST) und Felssteppe (FST) mit ihrem extremen Mikroklimaregime und der starken Windeexposition im Vergleich mit den geschlosseneren Biotopen aus dem Untersuchungsgebiet oder selbst einer hochwüchsigen Glatthaferwiese (TIEZTE 1968) durch Artenarmut gekennzeichnet sind. Nach den Untersuchungen von SCHNEIDER (1976) in einer Federgrasflur, welche durch extrem xerotherme Standortsverhältnisse gekennzeichnet und somit auch mit dem Standort FST vergleichbar ist, sinkt die Arten- und Individuendichte in solchen Biotopen auf ein Minimum (Tab. 1).

Die Rasensteppe wies 1987 noch eine hohe Diversität mit einer ausgewogenen Dominanzstruktur auf. Die Intensivierung der Pflegemaßnahmen ab 1988 führte zu einem starken Wandel, welcher durch Diversitätsverlust, Änderung der Rangordnungs-, Dominanzstruktur und Artenzusammensetzung der Carabidenzönose gekennzeichnet ist (Tab. 1, Abb. 1). Wenige euryök Arten bestimmten im Jahr 2000 diesen Standort durch einen hohen Dominanzgrad. Dazu zählte vor allem *Calathus fuscipes*, dessen Gesamt-

individuenzahl, wie auch im Trockenbusch gegenüber 1987, einen eindrucksvollen Anstieg um ca. 20% aufwies. Diese äußerst eurytote xerophile Art mit ausgezeichneter Dispersionsfähigkeit und hohem Populationssummsatz („r-Strategie“) (DEN BOER and VAN DIJK 1996) ist ein communer Sukzessionszeiger auf kultivierten Böden an trocken-warmen Standorten, wie Äckern, Feldrainen und Ruderalflächen. Auf Trockenweiden kennzeichnet sie zudem einen höheren Beweidungsdruck, die mit einer Limitierung der strukturellen Heterogenität einhergeht (EYRE et al. 1989; DENNIS et al. 1997). Auch *Calathus melanocephalus*, welcher 2000 vorwiegend auf RST00 und FST00 aber auch auf allen anderen besammelten Standorten vorkam, wird durch Beweidung gefördert (BOYD 1960; EYRE et al. 1989; BLAKE et al. 1994). *Calathus cinctus* konnte nur auf RST00 und FST00 festgestellt werden. Diese Art weist eine hohe Vermehrungsrate und Ausbreitungsfähigkeit auf und ist somit zur Besiedelung von instabilen, veränderlichen Habitaten prädestiniert (DEN BOER and VAN DIJK 1996). Sie kolonisiert vor allem frische Feldbrachen, welche nach einigen Jahren wieder verlassen werden und ist laut TURIN et al. (1991) für trockenwarne, zum Teil verwüstete, Kulturlandschaften typisch. Das Vorkommen beider letztgenannter Arten weist auf intensive Pflegemaßnahmen hin. Weitere hochdisperse Arten, deren Aktivitätsdichten von 1987 bis 2000 zunahmen, sind *Amara convexior* (1987: 11% – 2000: 17%), die von KOCH (1989) als typische Trockenrasen- und Halbtrockenrasenart bezeichnet wird, und *Amara eurynota* (1987: 1,4% – 2000: 3,9%), typisch für Halbtrockenrasen aber auch Ruderalflächen (Tab.2). Auch *Zabrus spinipes* (1987: 1% – 2000: 8%), ein osteuropäisches, brachypteres Feldtier, war 2000 stärker vertreten als 1987. *Z. spinipes* dürfte durch die Beweidung, welche vor allem Gräser gegenüber Kräutern fördert, begünstigt werden, da sich diese Art überwiegend von Grässersamen ernährt. Weiters ist sie aufgrund der Möglichkeit zur Aestivation als Besiedler primärer Steppen hervorragend an die offenen Extremstandorte RST und FST angepasst (BURMEISTER 1939; THIELE 1977; KOCH 1989).

Unter den häufigeren Carabiden von 1987, wie *Poecilus cupreus* (10%) und *Microlestes minutulus* (14%), einer eurytopen xerophilen Art, waren daneben noch zumeist hygrophile Waldarten (*C. c. coriaceus*, *P. rufus*, *A. parallelepipedus*) mit knapp einem Viertel an der Gesamtartenzahl vertreten. Diese wurden 2000 vollkommen von „Offenlandarten“ mit überwiegender Mehrheit an xerophilen Formen verdrängt (Abb. 5, 6).

Ökoklimatisch- und raumstrukturähnliche Biotope, wie die Rasensteppe und Felssteppe von 2000, weisen auch ähnliche Carabidenbestände auf (Sörensen Quotient 59%), da die Bindung an bestimmte Bodenfeuchtebereiche für die Habitatbindung ausschlaggebend ist. So zeigte z. B. TIETZE (1968), dass gleiche Arten in gleichen Wiesentypen trotz Zugehörigkeit zu unterschiedlichen pflanzensoziologischen Gesellschaften vorkommen. Bei Betrachtung aller Standorte bestand zwischen FST00 und RST00 die größte Übereinstimmung in ihrer Dominanzstruktur (Renkonen's coefficient 66%). Ähnlich wie auf RST00 waren auf FST00 2 Arten (*C. fuscipes*, *Poecilus cupreus*) hoch abundant vertreten und überwogen mit insgesamt 70% der Gesamtindividuenzahl (Tab. 2). *P. cupreus*, eine commune, wärmeliebende Pionierart auf Feldern (THIELE 1977; KOCH 1989; TURIN et al. 1991; HURKA 1996) war auf diesem Standort am häufigsten anzutreffen. Als Leitformen für diesen Bereich des Untersuchungsgebietes können *Syntomus truncatellus*, eine Art mit geringem Ausbreitungsvermögen (DEN BOER and VAN DIJK 1996), aus Steppen und Heiden (HURKA 1996), sowie *Microlestes maurus*, einem vorwiegend brachypteren Bewohner von Steppen, Weiden und Trockenrasen mit pontomediterranem Verbreitungsschwerpunkt (BECKER 1975; HURKA 1996), angesehen werden (Abb. 3).

Schwendungsfläche 1987–1988–2000

Je homogener ein Lebensraum strukturiert ist, desto weniger Arten sind dort anzutreffen (ODUM 1980). Hohe Bestandsdichten und Artenzahlen werden erst realisiert, wo das Angebot an verschiedenen Klein- bis Mikrolebensräumen hoch ist. 1987 war auf der Schwendungsfläche bereits auf kleinem Raum eine hohe strukturelle Diversität der Vegetation gegeben. Kleinräumige offene Flächen liegen hier – gegensätzlich zu den umgebenden offenen Trockenrasen – im Windschutz der Sträucher, welche aber zugleich auch teilweise beschattete und feuchtere Kleinbiotope bieten. Aus dieser Strukturvielfalt resultierte 1987 eine hohe Artendichte und Diversität der Carabidenfauna (Tab. 1). Neben einem überwiegenden Teil an Arten offener Landschaften kamen noch Waldarten sowie Arten ohne ausgeprägte Habitatpräferenz hinzu. Vor der Freistellung wies die Schwendungsfläche eine gewisse Ähnlichkeit mit einem Saumstandort auf. Trotz des monotonen Vegetationsbestandes nach der Schwendung dieser Fläche im Winter 1987/88, wurde 1988 eine noch höhere Diversität der Fauna erreicht (Tab. 1). Im Gegensatz zur Vegetation, die eine von der Umgebung und dem Vorjahr vollkommen andere Ruderalfloren ausbildete, änderte sich die Artenzusammensetzung der Carabidae nur unwesentlich. Trotz völliger Strukturveränderung wiesen die Carabidenzönosen von 1987 und 1988 die höchste Artendeckung (Sörensen Quotient 75%) und eine ca. 50%ige Übereinstimmung in den Dominanzverhältnissen auf. Trotz stark veränderter Biotopbedingungen war die geschwendete Fläche von 200 m² wohl zu klein, um Auswirkungen auf die Carabidenzönose zu haben. Arten mit hohem Feuchtebedürfnis kamen aufgrund reichlicher Gebüscheckung in unmittelbarer Umgebung der Schwendungsfläche weiterhin vor und fanden hier Rückzugsgebiete. Ebenso konnten auch PARMENTER and MACMAHON (1984) in einer ariden Busch-Steppe in den USA keinen Unterschied in der Carabidenzönose einer geschwendeten Fläche (1,25 ha) und einer verbuschten Vergleichsfläche feststellen. RUSHTON et al. (1990) wiesen gleichfalls nach, dass auf geschwendeten Flächen in Kalkrasen neben einem überwiegenden Anteil von Arten, welche für offene Vegetation charakteristisch sind, auch Wald- und Waldrandarten auftraten, welche aus dem umliegenden Gebüsch und Wald immigrierten.

Die hohe Diversität von 1988 kann auf eine Bereicherung durch Arten offener Bodenstellen zurückgeführt werden, welche durch die Pflegemaßnahmen entstanden. *Amara equestris equestris*, eine vorwiegend osteuropäisch verbreitete Art trockener und geradezu durrer, unbeschatteter Habitate, wie Steppen und Weiden, dürfte durch offene Böden gefördert werden (FRANZ 1970; THIELE 1977; KOCH 1989; HURKA 1996). Ihre Präferenz für sandiges Substrat deutet auf ein hohes Trockenheitsbedürfnis hin, da an dessen Oberfläche die Feuchtigkeit gering ist und hohe Temperaturen erreicht werden. Diese Art mit geringer Dispersionsfähigkeit (DEN BOER and VAN DIJK 1996) trat auf S88 am häufigsten auf, kam aber auch noch auf der Rasensteppe und der Felssteppe von 2000 vor, ein Hinweis auf die Vegetationsöffnung durch Beweidung und Viehtritt.

Im Gegensatz zu 1987, wo *C. fuscipes* mit 45% über alle anderen Arten dominierte, traten 1988 und 2000 viele Arten mit einer Häufigkeit von weniger als 26% der Gesamtindividuenzahl auf (Tab. 2). Diese relativ ausgeglichene Dominanzstruktur ohne eudominante Arten weist deutlich auf den Reichtum an ökologischen Nischen hin. Auch BECKER (1975) konnte auf Halbtrockenrasen mit offenen Teilstücken mit geringerem Deckungsgrad 36 Arten feststellen, von denen keine einen Dominanzwert von 15% erreichte.

Die Schwendungsfläche und die unbeweidete Rasensteppe von 1987 blieben nach der TWINSPAN-Analyse zusammen gruppiert (Abb. 3). Folglich scheinen sich Gebüsche-

inseln in Trockenrasen, solange sie kleinflächig sind und ständig in einem Stadium der Sukzession gehalten werden, in ihrer Artenzusammensetzung nicht wesentlich von den offenen Rasenflächen zu unterscheiden. Dagegen nimmt der Trockenbusch doch eine eigenständige Position ein. *Microlestes minutulus* und *Amara familiaris* waren als Bewohner offener Landschaften charakteristisch für die störungsexponierte Schwendungsfläche (S87/S88/S00), die unbeweidete Rasensteppe (RST87) und den geöffneten Trockenbusch von 2000 (Abb. 3). *A. familiaris*, eine wärmeliebende euryöke Feldart, ist wie *M. minutulus* makropter und besiedelt äußerst rasch temporäre Habitate wie Agrarflächen und Ruderalstandorte (TIEZTE 1973a, b; DEN BOER and VAN DIJK 1996; HURKA 1996). Ihre maximalen Aktivitätsdichten erreichte *A. familiaris* auf der Schwendungsfläche von 1987 und 1988, wo sie als Kulturfolger mit weiter ökologischer Amplitude unterschiedliche Sukzessionen des Habitats toleriert.

„Offenlandarten“, wie *M. minutulus* (1987: 4% – 1988: 18% – 2000: 0,4%), *Harpalus tardus* (1987: 2% – 1988: 13% – 2000: 0%) und *Bembidion properans* (1987: 0,1 – 1988: 4,3 – 2000: 0,4) traten 1988 verstärkt in den Vordergrund (Tab. 2). Sie besitzen aufgrund ihrer Makropterie ein rasches Ausbreitungsvermögen, weisen einen hohen Populationsumsatz auf und gelten somit als ausgesprochene Pioniere temporärer und instabiler Lebensräume (DEN BOER and VAN DIJK 1996). Sie unterscheiden sich lediglich in ihrem Feuchtigkeitsbedürfnis. Entsprechend der Vorliebe für sandige Böden besiedelt *H. tardus* rasch sehr trockene und unbeschattete Habitate (Steppe, Heide, Dünen). *B. properans* ist eine euryöke Art mit Bevorzugung offener Böden in sonnenexponierter Lage, wie etwa Trockenrasen und Kulturfelder (BECKER 1975; KOCH 1989; HURKA 1996). Auch *Bembidion lampros* (1987: 3% – 1988: 11% – 2000: 0%) war 1988 mit mehr Individuen als 1987 und 2000 vertreten. Diese Art erreicht an Kulturstandorten die höchsten Dichten und gehört zu den häufigsten europäischen Feldcarabiden (THIELE 1977; KROMP and STEINBERGER 1992). *B. lampros* weist ein umfangreiches Feuchte- und Temperaturspektrum auf und kommt in allen offenen eutrophen Habitaten vor. (TIEZTE 1973a, b; FREUDE 1976; THIELE 1977; DEN BOER and VAN DIJK 1996).

Im Gegensatz zu den schon genannten Arten waren die relativen Häufigkeiten von *C. fuscipes* (1987: 45% – 1988: 16,5% – 2000: 24,3%) und *A. parallelepipedus* (1987: 8% – 1988: 2% – 2000: 2,9%) 1988 niedriger als in den beiden weiteren Untersuchungsjahren (Tab. 2).

2000 dominierten *Pseudoophonus rufipes* (1987: 7% – 1988: 0,3% – 2000: 26,4%), dessen Anteil an der Gesamtindividuenzahl gegenüber 1987 und 1988 stark anstieg, und *C. fuscipes*. *P. rufipes* ist vor allem in Osteuropa ebenfalls eine typische Feldart und bevorzugt trockene bis mäßig feuchte Habitate (bebaute Böden, Äcker, Ruderalflächen, Wiesen) (THIELE 1977; KROMP and STEINBERGER 1992). Mit der höchsten Aktivitätsdichte im Jahr 2000 weist sie, konform auch mit den Ergebnissen von EYRE et al. (1989), auf die langjährige Beweidung hin. Der starke Anstieg von *Poecilus cupreus* (1987/1988: <0,5% – 2000: 7%) und *Carabus ullrichi (fastuosus) sokolari* (1987: 0% – 1988: 0% – 2000: 11%) im Jahr 2000, beide wärmeliebende, eurytophe Arten der Kultursteppe, belegen eine hohe Störungsintensität. *C. ullrichi (fastuosus) sokolari*, bevorzugt Wiesen, Felder und Gebüschgruppen. Das Gebiet, welches offensichtlich seit der intensiveren Beweidung ab 1988 günstige Lebensbedingungen entwickelte, wurde von dieser flugunfähigen Art erst ab jenem Zeitpunkt besiedelt.

Auch die Aktivitätsdichte von *Molops elatus* steigerte sich von 1987 bis 2000 kontinuierlich. Laut KOCH (1989) und THIELE (1977) ist sie eine stenotope Art der feuchten Fagetalia

und Querco-Carpineten, welche nur an typischen Waldstandorten mit entsprechendem Klima vorkommt. HURKA (1996) nennt sie jedoch auch für trockenere Wälder und BARNER (1954) gibt sie auch für sonnige, trockene und mäßig dicht bewachsene Abhänge an. Das Auftreten auf den offenen Flächen erklärt sich durch die nächtliche Aktivität (THIELE 1964a) und den nahen Waldrand.

Die Dominanzstruktur der Arten von 2000 ähnelt jener von 1987 (Renkonen's coefficient 41%) stärker als von 1988 (Renkonen's coefficient 29%). Während 1987 bzw. 1988 noch 28 bzw. 27 subrezidente Arten verzeichnet wurden, betrug dieser Anteil am Gesamtbestand 2000 nur noch 14 Arten (wovon 12 mit lediglich einem einzigen Individuum auftraten).

Die Arten offener Habitate nahmen von 1987 bis 2000 kontinuierlich zu, wohingegen reine Waldarten und eurytopic rückläufig waren (Abb. 5). So stimmte S87 mit W87 noch in 21 Arten überein, S88 mit 19 und S00 nur mehr mit 12. Die Carabidenzönose verhielt sich 1987 in ihrer Feuchtepräferenz ähnlich wie auf B00, 1988 und 2000 zeichneten sich gegenüber 1987 infolge der Schwendung bzw. regelmäßigen Beweidung durch eine leichte Zunahme der xerophilen Arten bei gleichzeitigem Rückgang der euryhygrynen aus (Abb. 6).

Rote Liste – Arten

An allen Untersuchungsstandorten traten sehr viele Arten mit geringen Individuendichten auf, unter denen seltene Arten der Roten Liste Österreichs zu finden sind (FRANZ 1984; KIRSCHENHOFER 1994). Statistische Auswertungen beruhen häufig nur auf den dominantesten Arten, oft unter Vernachlässigung individuenarmer Arten, welche vielfach eine besondere faunistische Wertigkeit aufweisen können. Oft bieten sogar die subrezidenten oder als Einzelpersonen auftretenden Arten einfache und sichere qualitative Indikationsmöglichkeiten zur Bewertung des Lebensraumes (MÜLLER-MOTZFIELD 1989; TRAUTNER 1992).

Bei *Harpalus anxius*, *H. distinguendus* (beide potentiell gefährdet) und *Cymindis angularis* (stark gefährdet), die offene Bodenbereiche bevorzugen, handelt es sich lediglich um Einzelfunde auf der geschwendeten ehemals verbuschten Fläche (S88). *H. anxius* bewohnt trockene bis sehr trockene Steppen-, Dünen- oder Heidehabitatem mit sandigen Böden. *C. angularis* besiedelt dürre und trockene Wiesengesellschaften mit einer Bodenfeuchte von 0–20% und ist auf trockenen, sonnenexponierten und kurzbewachsenden Böden auf Sand, Kies oder Kalk (Dünen, Ufer, Trockenrasen) anzutreffen (TIEZTE 1968; FRANZ 1970; KOCH 1989). Als einzige der vorhin genannten Arten ist sie durch ein geringes Ausbreitungsvermögen (brachypter) gekennzeichnet (DEN BOER and VAN DIJK 1996).

Die euroanatolische Art *Ophonus diffinis* ist stark gefährdet, sie ist in Österreich auf Hutweiden und an Binnenlandsalzstellen anzutreffen und wurde nur mit einem einzigen Exemplar gefangen. *Dyschirius rufipes*, eine vorwiegend im Ostmediterran verbreitete Art, lebt stenotop in Nagerbauten von Trockenrasen und gilt als gefährdet. Unter den Arten mit (süd)osteuropäischem Verbreitungsschwerpunkt sind *Platyderus rufus* (potentiell gefährdet), *Zabrus spinipes* (gefährdet) und *Amara saphyrea* (gefährdet) in den österreichischen Roten Listen vertreten, wobei die beiden letztgenannten nur in Wien, Niederösterreich und Burgenland vorkommen und in ihrer Aktivitätsdichte seit 1987 anstiegen. *A. saphyrea* ist ein Tier der Waldsteppe und laut KOCH (1989) nur auf Flugsand

und in Sandgebieten anzutreffen, wiederum ein Hinweis auf extreme Xerophilie. Im Untersuchungsgebiet trat diese Art hauptsächlich in den verbuschten Zonen und am Waldrand auf. Im Gegensatz dazu nahm die Aktivitätsabundanz von *P. rufus* beträchtlich ab. Ebenso ging die Aktivitätsdichte von *Olistophorus sturmi*, welche potentiell gefährdet ist, stark zurück. *Pseudoophonus calceatus* und *Harpalus pumilus*, beide potentiell gefährdet, kommen nur in sehr trockenen Gebieten vor und sind entsprechend ihrer Psammophilie auch xerophil. *H. pumilus* war 2000 etwas stärker vertreten als 1987, während er 1988 nur mit einem einzigen Fund nachgewiesen werden konnte.

10 Arten von 1987 und 1988 werden auf der Roten Liste geführt, im Jahr 2000 sind es nur 6, wobei eine neue Art (*Ophonus diffinis*) hinzukam. Generell kann aus der Absenz einer Art jedoch nicht automatisch auf ihr Fehlen im Untersuchungsgebiet geschlossen werden. Arten, die nur mit einem einzigen oder wenigen Individuen gefangen werden, können entweder aus anderen Habitaten eingewandert sein, eine geringere Fangeffizienz als häufige Arten aufweisen oder tatsächlich äußerst selten und nur in geringer Populationsdichte vertreten sein.

Tab. 2. Gesamartenliste und Aktivitätsabundanz der Carabidae in % der Gesamtindividuenzahl des jeweiligen Standortes. W – Wald, B – Trockenbusch, S – Schwendungsfäche, RST – Rasensteppe und FST – Felssteppen 2000. Die Indizes nach den Standortbezeichnungen geben das Untersuchungsjahr an. Nomenklatur nach HURKA (1996). Fettgedruckte Arten werden im Text erläutert. – Frequency table showing the percentage occurrence of ground beetle species captured in the study sites.

	Aktivitätsabundanz (%)						
	W	B	B	S	S	RST	FST
<i>Leistus (P.) rufomarginatus</i> (Duftschmid, 1812)	0,6	2,2	12,6	-	-	-	-
<i>Leistus (L.) ferrugineus</i> (Linnaeus, 1758)	-	0,8	0,1	0,3	0,3	-	-
<i>Notiophilus biguttatus</i> (Fabricius, 1799)	0,8	19,9	1,3	0,7	0,6	-	-
<i>Notiophilus gemmyni Fauvel in Grenier, 1863</i>	0,1	-	-	0,7	-	-	-
<i>Notiophilus palustris</i> (Duftschmid, 1812)	-	-	0,1	0,4	0,2	-	-
<i>Notiophilus rufipes</i> (Curtis, 1829)	4,7	9,2	8,0	4,4	6,0	-	-
<i>Loricera pilicornis</i> (Fabricius, 1775)	-	0,6	-	0,1	-	-	-
<i>Calosoma (A.) inquisitor inquisitor</i> (Linnaeus, 1758)	-	0,8	-	0,1	-	-	-
<i>Carabus (M.) scheidleri scheidleri</i> (Panzer, 1799)	0,6	-	-	1,0	1,0	0,4	-
<i>Carabus (E.) ulrichi (fastiosus) sokolari</i> (Born, 1904)	-	-	0,1	-	-	10,5	-
<i>Carabus (P.) coriaceus coriaceus</i> (Linnaeus, 1758)	6,9	4,8	0,6	0,4	0,1	0,7	4,3
<i>Dyschirius rufipes</i> (Dejean, 1825)	-	0,3	-	-	-	-	-
<i>Brachinus (B.) explodens</i> (Duftschmid, 1812)	-	-	0,2	-	-	-	-
<i>Trechus quadristriatus</i> (Schrank, 1781)	0,1	-	0,1	-	-	-	-
<i>Bembidion (M.) lampros</i> (Herbst, 1784)	0,1	-	0,2	2,6	10,6	-	-
<i>Bembidion (M.) properans</i> (Stephens, 1828)	-	-	-	0,1	4,3	0,4	2,9
<i>Poecilus (P.) cupreus</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	0,1	0,3	0,1	6,9	10,0
<i>Pterostichus (P.) ovoideus</i> (Sturm, 1824)	-	0,3	0,1	0,3	-	-	-
<i>Pterostichus (M.) anthracinus</i> (Illiger, 1798)	-	0,3	-	-	-	-	-
<i>Pterostichus (M.) nigrita nigrita</i> (Paykul, 1790)	0,1	-	-	-	-	-	-
<i>Pterostichus (B.) oblongopunctatus</i> (Fabricius, 1787)	0,3	-	-	-	-	-	-
<i>Pterostichus (M.) melanarius</i> (Illiger, 1798)	0,1	-	-	-	-	-	-
<i>Pterostichus (P.) niger niger</i> (Schaller, 1783)	0,1	-	-	-	-	-	-

	Aktivitätsabundanz (%)						RST	RST	FST
	W	B	B	S	S	S	00	87	00
<i>Abax (A.) carinatus porcatus</i> (Dufschmid, 1812)	1,5	-	0,2	-	-	-	-	-	-
<i>Abax (A.) parallelipipedus</i> (Piller et Mitterpacher, 1783)	66,0	10,4	1,8	8,2	2,0	2,9	1,4	-	-
<i>Abax (A.) parallelus</i> (Dufschmid, 1812)	6,3	-	-	-	0,1	-	1,4	-	-
<i>Molops elatus</i> (Fabricius, 1801)	3,5	0,6	-	1,7	4,3	13,8	-	-	-
<i>Platynoderus rufus</i> (Dufschmid, 1812)	0,7	3,9	0,2	0,4	0,1	-	4,3	-	-
<i>Catathus (C.) fuscipes</i> (Goeze, 1777)	2,7	17,4	42,0	45,0	16,5	24,3	32,9	52,0	50,0
<i>Catathus (N.) ambiguus</i> (Paykull, 1790)	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-
<i>Catathus (N.) cinctus</i> (Motschulsky, 1850)	-	-	-	-	-	-	0,2	0,4	-
<i>Catathus (N.) melanocephalus</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	1,2	-	-	2,2	1,4	4,9	9,5
<i>Synuchus vitalis</i> (Illiger, 1798)	0,1	-	0,3	-	0,1	-	-	0,4	0,4
<i>Oliosopthus surmii</i> (Dufschmid, 1812)	-	22,7	0,6	1,4	2,7	-	-	-	-
<i>Anchomenus dorsalis</i> (Pontoppidan, 1763)	0,1	-	1,2	-	-	-	-	-	-
<i>Amara (A.) aenea</i> (De Geer, 1774)	-	-	-	-	0,2	0,4	1,4	-	-
<i>Amara (A.) anthobia</i> (A. et G. B. Villa, 1833)	-	-	21,4	-	-	1,8	-	-	-
<i>Amara (A.) convexior</i> (Stephens, 1828)	0,2	-	0,2	0,2	0,4	0,4	11,4	17,2	-
<i>Amara (A.) curta</i> (Dejean, 1828)	-	-	0,1	-	-	-	-	-	-
<i>Amara (A.) eurynota</i> (Panzler, 1797)	0,1	-	-	0,1	0,2	-	1,4	3,9	-
<i>Amara (A.) familiaris</i> (Dufschmid, 1812)	-	-	0,9	7,1	8,2	0,4	1,4	-	-
<i>Amara (A.) ovata</i> (Fabricius, 1792)	0,3	0,8	0,1	2,6	2,5	-	-	-	-
<i>Amara (A.) saphyrea</i> (Dejean, 1828)	0,2	-	0,6	0,1	0,1	0,4	-	-	-
<i>Amara (A.) similata</i> (Gyllenhal, 1810)	0,1	-	0,3	0,1	-	0,4	1,4	-	-
<i>Amara (P.) equestris equestris</i> (Dufschmid, 1812)	-	-	-	1,2	-	-	0,2	0,4	-
<i>Amara (B.) consularis</i> (Dufschmid, 1812)	0,2	2,2	0,3	4,9	1,7	0,4	-	-	0,4
<i>Amara (C.) aulica</i> (Panzler, 1797)	-	-	-	2,0	1,1	-	-	-	-
<i>Zabrus (Z.) tenebrioides</i> (Goeze, 1777)	-	-	-	-	-	-	1,4	-	-
<i>Zabrus (P.) spinipes</i> (Fabricius, 1798)	-	-	0,4	0,1	0,7	1,4	8,2	3,0	-
<i>Panagaeus bipustulatus</i> (Fabricius, 1775)	0,3	-	1,0	0,2	0,1	3,3	-	0,2	-

	Aktivitätsabundanz (%)					
	W	B	S	S	RST	FST
<i>Oodes helopioides</i> (Fabricius, 1792)	87	87	00	87	88	00
<i>Licinus (L.) depressus</i> (Paykull, 1790)	-	-	0,1	-	-	-
<i>Badister (T.) sodalis</i> (Duftschmid, 1812)	-	-	-	-	-	-
<i>Badister (B.) peltatus</i> (Panzer, 1797)	0,1	-	-	-	-	0,4
<i>Opbonus (O.) diffinis</i> (Dejean, 1829)	-	-	-	-	0,4	-
<i>Opbonus (M.) cordatus</i> (Duftschmid, 1812)	-	-	-	-	-	0,2
<i>Opbonus (M.) nitidulus</i> (Stephens, 1828)	0,7	-	-	0,1	-	-
<i>Opbonus (M.) puncticollis</i> (Paykull, 1798)	-	-	-	0,1	0,2	-
<i>Pseudophonus (P.) griseus</i> (Panzer, 1797)	-	-	-	0,1	-	-
<i>Pseudophonus (P.) rufipes</i> (De Geer, 1774)	-	-	0,8	6,7	0,3	26,4
<i>Pseudophonus (P.) calcatus</i> (Duftschmid, 1812)	-	-	-	0,1	-	-
<i>Harpalus (S.) signaticornis</i> (Duftschmid, 1812)	-	-	-	-	-	0,2
<i>Harpalus (H.) anxius</i> (Duftschmid, 1812)	-	-	-	0,1	-	-
<i>Harpalus (H.) atratus</i> (Latreille, 1804)	2,5	-	-	0,2	0,1	0,4
<i>Harpalus (H.) distinguendus</i> (Duftschmid, 1812)	-	-	-	0,1	-	-
<i>Harpalus (H.) pumilus</i> (Sturm, 1818)	-	-	0,2	-	0,1	-
<i>Harpalus (H.) rubripes</i> (Duftschmid, 1812)	-	-	-	0,1	0,3	-
<i>Harpalus (H.) rufipalpis</i> (Sturm, 1818)	-	-	-	0,5	1,9	0,4
<i>Harpalus (H.) tardus</i> (Panzer, 1797)	0,1	-	3,2	1,5	13,0	2,2
<i>Dromius quadrinotatus</i> (Linnaeus, 1758)	0,1	-	0,1	-	-	-
<i>Philonthus notatus</i> (Stephens, 1828)	-	2,0	0,1	0,3	-	4,3
<i>Syntomus obscuroguttatus</i> (Duftschmid, 1812)	-	0,6	-	0,1	-	-
<i>Syntomus pallipes</i> (Dejean, 1825)	-	-	0,2	-	-	-
<i>Syntomus truncatellus</i> (Linnaeus, 1761)	-	-	0,1	0,1	0,3	-
<i>Microlestes maurus</i> (Sturm, 1827)	-	-	-	-	-	2,2
<i>Microlestes minutulus</i> (Goeze, 1777)	-	-	0,2	3,8	18,1	0,4
<i>Cymindis (C.) angularis</i> (Gyllenhal, 1810)	-	-	-	0,1	-	14,3

Schlussfolgerungen

Die langjährige und seit 1988 intensivere Beweidung hatte auf den wiederholt untersuchten Standorten (B, S, RST) deutliche Veränderungen in den Carabidenzönosen zur Folge. Dies äußerte sich in einem Wechsel der Hierarchie des Artbestandes von 1987 und 2000 und dem Auftreten neuer Arten. Auch die TWINSPLAN-Analyse zeigte, besonders anhand des Trockenbusches und der Rasensteppe, die offensichtlichen Auswirkungen der Pflegemaßnahmen, da es zu einer klaren Trennung der jeweiligen Ergebnisse aus den Jahren 1987 und 2000 kam.

Untersuchungen im Wirtschaftsgrünland demonstrieren ebenfalls, daß Form und Intensität der Bewirtschaftung in der Artenzusammensetzung der Carabidengemeinschaften reflektiert werden, wobei intensiv bearbeitete Wiesen (Heu- und Silage-Gewinnung, Beweidung), Weiden (Koppel, unterschiedlicher Weidedruck) und ungepflegte Flächen verschiedenartige Carabidengemeinschaften ausbilden (EYRE et al. 1989). Selbst innerhalb unterschiedlich intensiv beweideter Flächen konnte eine Korrelation bestimmter Indikatorarten mit dem Weideregime festgestellt werden (DENNIS et al. 1997). Die Durchführung des Biotoptmanagements von Graslandökosystemen bestimmt folglich über Änderungen der Bodenfeuchte und Bodendichte die Ausbildung charakteristischer Carabidenzönosen (EYRE et al. 1990; RUSTHON et al. 1990).

Der deutliche Rückgang der hygrophilen Waldarten im Jahr 2000, welche dem Konkurrenzdruck der einwandernden „Offenlandarten“ vermutlich nicht standhalten können, weist auf die erwünschte Öffnung der Trockenrasen als Folge der Biotoptpflege hin. Die hygrophilen Waldcarabidae, die nun in den offenen und verbuschten Flächen mit geringeren Häufigkeiten auftraten, sind dennoch nicht gefährdet. Ihre relativ große Mobilität und die starke Verzahnung von Trockenbuschbereichen, Wald und Trockenrasen sichern ihren weiteren Bestand. Von Einzelfunden und Arten mit äußerst geringer Individuendichte abgesehen, kam es jedoch nur zu einer geringen Zunahme typischer Trockenrasenarten (*Zabrus spinipes*, *Harpalus tardus*). Die Masse der neu auftretenden Arten und solcher, deren Häufigkeit von 1987 bis 2000 stark stieg, wurde weitgehend von communen, eurytopen Kultur- und Weidezeigern mit einem geringen Feuchtebedürfnis oder einem großen Toleranzbereich gegenüber Feuchteschwankungen, gebildet. Dazu zählen *Poecilus cupreus*, *Calathus fuscipes* und *Pseudoophonus rufipes*, von denen die beiden letztgenannten Arten auf einen starken Weidedruck hinweisen (EYRE et al. 1989; DENNIS et al. 1997). *Calathus melanocephalus*, der vorrangig durch Beweidung gefördert wird (EYRE et al. 1989; BLAKE et al. 1994), sowie *Amara anthobia* und *Carabus ullrichi (fastuosus) sokolari* kamen fast ausschließlich im Jahr 2000 vor. Das Auftreten vieler Kulturfolger, die an den Jahresablauf auf Feldern angepasst sind, weisen somit auf einen zu hohen Störungsgrad für das Vorkommen charakteristischer, stenotoper Trockenrasen-Carabiden hin. Allerdings muss an dieser Stelle auch erwähnt werden, dass nicht bekannt ist, ob früher unter intensiver Dauerbeweidung auf den „intakten“ Trockenrasen im Osten Österreichs ebenso häufig commune Feldarten mit großen Abundanzen auftraten.

Große brachyptere Arten, welche sich relativ langsam ausbreiten und für stabile Habitate (z. B. Moore, alte Wälder mit ausgeglichenem Bestandesklima) charakteristisch sind, wurden durch kleinere, makroptere mit einem starken Populationsumsatz ersetzt. Diese invasiven Arten können junge Sukzessionsstadien mit Pioniercharakter und wechselnden Verhältnissen schnell besiedeln und sich bei Populationseinbrüchen unter ungünstigen Bedingungen rasch wieder regenerieren. Auch in Untersuchungen von RUSHTON

et al. (1989), EYRE et al. (1990) und BLAKE et al. (1994) reagierten die Carabidengemeinschaften nach landwirtschaftlichen Intensivierungsmaßnahmen mit einer Abnahme der Zahl der großen, brachypteren Arten wie *Carabus spp.*, *Pterostichus spp.*.

Laut MORRIS (1967) wirkt sich eine intensive Beweidung vor allem unter den phytophagen Insekten aufgrund einer Reduzierung der Habitat- und Nahrungsgrundlagen aus. Aber auch unter den überwiegend zoophagen Carabiden hat eine verarmte und homogene Vegetation, die durch eine Intensivierung in bewirtschafteten Graslandökosystemen zustande kommt, einen negativen Einfluss auf die Artendichte (TIEZTE 1985).

Trotz extensiver Beweidung im Untersuchungsgebiet, kam es auf der offenen Rasensteppe und der Schwendungsfläche nach 13 Jahren Beweidung zur Ausbildung einer artenärmeren, relativ uniformen Carabidentaxozönose mit verringriger Diversität und extremer, einseitiger Aktivitätsabundanz. Gemeinsam mit dem verstärkten Auftreten von Weidefolgern kennzeichnet diese Tatsache erneut den hohen Weidedruck für die Laufkäfersauna.

Andererseits verschwinden in Trockenrasengebieten xerothermophile Arten sofort bei dichter werdender Krautschicht infolge einer Beweidungsaufgabe. HOLSTE (1974) stellte auf Triften in Deutschland nach ca. 30-jährigem Beweidungsstillstand unter den Carabiden und Chrysomeliden eine Verschiebung des Artenspektrums zugunsten der Waldarten fest. Nur mehr eine einzige thermophile Art der zuvor bemerkenswerten Käferfauna war noch vorhanden. MORRIS (1969) beobachtete 4 Jahre nach Einstellung der Beweidung auf Kalkrasen eine starke Abnahme der Abundanz einiger Heteropterenarten, deren Populationen zuvor mit einer Steigerung reagiert hatten.

Die vorangehend diskutierten Ergebnisse einer 13jährigen Beweidung belegen die Problematik, dass sowohl deren Intensivierung als auch Einstellung infolge einer Nivellierung der standörtlichen Verhältnisse zu einem Verlust von Arten führen, die an traditionell extensive Nutzungsformen angepasst sind. Im Bewusstsein, dass jede Pflegeform gleichzeitig Arten fördert und hemmt, ist es nötig, eine möglichst große Struktur- bzw. Habitatvielfalt zu erhalten, um den Totalausfall bestimmter Arten zu vermeiden. Ein kontinuierlicher, jedoch extensiver Weidedruck mit nur wenigen Weidetieren kann somit auch erfolgreich dazu benutzt werden, die natürliche Diversität der Flora und der damit verbundenen Entomofauna zu erhalten.

Im Sinne der ökologischen Nachhaltigkeit wäre es daher empfehlenswert, ein **Mosaik beweideter und unbeweideter Flächen** zu schaffen und zu bewahren. Der offensichtlich zu hohe Weidedruck, welcher eine Verarmung der Carabidenfauna bewirkte, könnte durch „rotational grazing“ gemindert werden. Viele Autoren (MORRIS 1967, 1968; MORRIS and RISPIN 1987; RUSHTON et al. 1990; DENNIS et al. 1997) befürworten diese rotationsmäßige Form des Weidemanagements ebenfalls, wobei jedes Jahr andere Flächen in Pflege genommen werden, und dieselbe Stelle erst nach einem mehrjährigen Abstand wieder überarbeitet wird. Weiters wäre neben einer eventuellen **Verringerung der Besatzdichte** eine **diskontinuierliche Verteilung der Koppelflächen** dem derzeitigen Weidemanagement mittels Umschlagskoppeln vorzuziehen. Bei dem letztgenannten Verfahren werden die Koppeln unmittelbar aneinanderfolgend errichtet. Laufkäfer, welche von der Koppelfläche aufgrund der Störung durch das Weidevieh auf angrenzende Flächen wechseln, können daher mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit wiederholt in die neue Koppel gelangen. Ungeflügelte und weniger mobile Arten finden somit durch diese Beweidungstechnik kaum Ausweichsflächen und werden in der Folge benachteiligt.

Im Trockenbusch wurde im Gegensatz zur Schwendungsfläche und Rasensteppe ein gegenläufiger Trend beobachtet, da sich die Diversität zwischen 1987 und 2000 steigerte. Die zunehmende Öffnung des Gebüsches durch die Beweidung ermöglichte ein vermehrtes Eindringen von xerophilen Arten offener Bereiche, woraus eine höhere Artenzahl resultierte. Durch eine gezielte Förderung von **Trockenbuschinseln** werden sowohl die Ansprüche von Saumarten als auch der Bewohner offener Habitate über eine weite ökologische Amplitude erfüllt. So zeigte die Besammlung eines thermophilen Flaumichenshaumes auf dem Hundsheimer Berg (JUST 1996), dass sich dieser durch ein hohes Maß an Diversität und Stabilität auszeichnet und so zu einer wechselseitigen Bereicherung der Waldsaumgesellschaft und der vorgelagerten sekundären Trockenrasen beiträgt.

Obwohl die zunehmende Verbuschung den Fortbestand von Trockenrasen auf Dauer gefährdet, benötigt ein Teil der Fauna zwingend ein kleinräumiges Mosaik unterschiedlicher Strukturelemente, wie offene Flächen, Gebüsche und Saumstandorte, wodurch ein Wechsel unterschiedlicher mikroklimatischer Kleinzonen gewährleistet ist. Voraussetzung für eine große Diversität ist ein **vielfältig abgestufter Vegetationsaufbau**. Nach BLAB (1993) sind verstreut eingesprengte Einzelbüsche und kleinere Gehölzgruppen mit ausgedehnten Staudensäumen bei einem Flächenanteil von deutlich weniger als 10% der Gesamtfläche der Trockenrasen aus faunistischer Sicht durchaus erwünschenswert.

Eventuell wäre ein **stellenweise sehr lückiger Pflanzenbewuchs** anzustreben, da so weniger konkurrenzstarken Spezialisten offener Bodenstellen eine Ansiedelung ermöglicht wird. RUSHTON et al. (1990) untersuchten eine Serie unterschiedlicher Sukzessionsstadien (Grünland – Gebüsch). Die geschwendeten Stellen mit beinahe 25% offenen Böden wiesen anfänglich eine höhere Diversität und Artenzahl auf. Die Carabidenzönose wurde vorwiegend von hochdispersen Arten dominiert, welche in gestörten Habitaten, wie etwa auf Kahlschlägen, durch offene Bodenflächen gefördert werden.

So konnte auch auf der geschwendeten Fläche von 1988 eine Bereicherung der Carabidenfauna durch psammophile Arten (*Amara equestris equestris*) festgestellt werden. Es soll jedoch dahin gestellt bleiben, ob die Schaffung offener Bodenstellen schon über die Erhaltung dieser alten Kulturflächen hinausgeht, indem die Immigration von Arten gefördert werden soll, welche früher in diesem Gebiet möglicherweise nicht vorkamen.

Danksagung

Diese Arbeit wurde mit Unterstützung des Jubiläumsfonds der Österreichischen Nationalbank (Jubiläumsfonds-Projekt Nr. 7198) durchgeführt. An dieser Stelle sei auch Hr. Kirschenhofer und Dr. Reitter für die Hilfe bei der Determination bzw. Auswertung gedankt.

Literatur

- ANDERSEN A. and ELTUN R., 2000: Long-term developments in the carabid and staphylinid (Col., Carabidae and Staphylinidae) fauna during conversion from conventional to biological farming. *J. Appl. Entomol.* 124, 51–56.
- BALDI A., 1990: Species richness, abundance and diversity of beetles (Coleoptera) in relation to ecological succession. *Folia. Entomol. Hung.* 51, 17–24.

- BALDI A. and ADAM L., 1991: Habitat selection of ground-dwelling beetles during dolomitic succession. Ann. Hist. Nat. Mus. Natl. Hung. 83, 245–251.
- BALKENHOL B., FLISSE J. and ZUCCHI H., 1991: Investigations into carabid beetles and spiders (Carabidae and Araneida) in an urban quarry: To the problem of habitat isolation. Pedobiologia 35, 153–162.
- BARNER K., 1954: Die Cicindeliden und Carabiden der Umgebung von Minden und Bielefeld III. Abh. Landesmus. Naturk. Münster 16, 1–64.
- BAUER T., 1975: On the Biology and Autecology of *Notiophilus biguttatus* F. and *Bembidion foveolatum* Strm. (Coleopt., Carabidae) as Inhabitants of Ecologically Extreme Habitats. On the Living Conditions and Behaviour of the Visually Hunting Carnivorous Type of Groundbeetles (II). Zool. Anz. 194, 305–318.
- BAUER T., 1985: Beetles which use a setal trap to hunt springtails: The hunting strategy and apparatus of *Leistus* (Coleoptera, Carabidae). Pedobiologia 28, 275–287.
- BECKER J., 1975: Art und Ursachen der Habitatbindung von Bodenarthropoden (Carabidae [Coleoptera], Diplopoda, Isopoda) xerothermer Standorte in der Eifel. Beitr. Landespflege Rhld.-Pfalz Beih. 4, 89–144.
- BLAB J., 1993: Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. Ein Leitfaden zum praktischen Schutz der Lebensräume unserer Tiere. Kilda, Bonn-Bad Godesberg. 479 S.
- BLAKE S., FOSTER G. N., EYRE M. D. and LUFT M. L., 1994: Effects of habitat type and grassland management practices on the body size distribution of carabid beetles. Pedobiologia 38, 502–512.
- BLAKE S., FOSTER G. N., FISHER G. E. J. and LIGERTWOOD G. L., 1996: Effects of management practices on the carabid faunas of newly established wildflower meadows in southern Scotland. Ann. Zool. Fenn. 33, 139–147.
- BLUMENTHAL C. L., 1981: Einheimische Carabus-Arten als Bioindikatoren. Jber. Naturwiss. Ver. Wuppertal 34, 70–77.
- BOBEK H., 1960–1980: Atlas der Republik Österreich. Öst. Akad. Wiss. (ed.), Freytag & Berndt, Wien.
- BOYD J. M., 1960: Studies of the differences between the fauna of grazed and ungrazed grassland in Tiree, Argyll. Proc. zool. Soc. 135, 33–54.
- BULOKHOVA N. A., 1996: Species composition and dominance structure of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in meadow ecosystems in southwest Russia (Bryansk Province). Entomol. Rev. Engl. Transl. Entomologicheskoye Obozreniye 75, 110–115.
- BURMEISTER F., 1939: Biologie, Ökologie und Verbreitung der europäischen Käfer. Adephaga. Familiengruppe 1: Caraboidea. Bd. 1. Goecke, Krefeld. 307 S.
- DEN BOER P. J., 1970: On the significance of dispersal power for populations of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). Oecologia 4, 1–28.
- DEN BOER P. J. and VAN DIJK T. S., 1996: Life-history patterns among carabid species. Tijdschr. Entomol. 139, 1–16.
- DENNIS P., YOUNG M.R., HOWARD C. L. and GORDON I. J., 1997: The response of epigaeal beetles (Col.: Carabidae, Staphylinidae) to varied grazing regimes on upland *Nardus stricta* grasslands. J. Appl. Ecol. 34, 433–443.
- ENGLISCH T. und JAKUBOWSKY G., 2000: Vegetationsanalysen im NSG Ilundsheimer Berge (Hainburger Berge, Niederösterreich): Standortökologie, Chorologie und Diversität pannonicischer Trockenrasen. Linzer biol. Beitr. 32, 623–625.
- EYRE M. D. and RUSHTON S. P., 1989: Quantification of Conservation Criteria using Invertebrates. J. Appl. Ecol. 26, 159–171.

- EYRE M. D., LUFT M. L., RUSHTON S. P. and TOPPING C. J., 1989: Ground beetles and weevils (Carabidae and Curculionoidea) as indicators of grassland management practices. *J. Appl. Entomol.* 107, 508–517.
- EYRE M. D. and LUFT M. L., 1990: The ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages of British grasslands. *Entomol. Gaz.* 41, 197–208.
- EYRE M. D., LUFT M. L. and RUSHTON S. P., 1990: The ground beetle (Coleoptera, Carabidae) fauna of intensively managed agricultural grassland in northern England and southern Scotland. *Pedobiologia* 34, 11–18.
- FOURNIER E. and LOREAU M., 1999: Effects of newly planted hedges on ground-beetle diversity (Coleoptera, Carabidae) in an agricultural landscape. *Ecography* 22, 87–97.
- FRANZ H., 1970: Die Nordostalpen im Spiegelbild ihrer Landtierwelt. Bd. 3 Coleoptera. Univ.-Verlag Wagner, Innsbruck, München. 496S.
- FRANZ H., 1984: Rote Liste der in Österreich gefährdeten Käferarten. In: Gepp J. (ed.), *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs*, BMGU, Wien, 85–122.
- FREUDE H., 1976: Adephaga I. In: Freude H., Harde K. W. und Lohse G. A. (eds.), *Die Käfer Mitteleuropas*, Bd. 2. Goecke & Evers, Krefeld. 302S.
- GEERDES B. und MOLL G., 1983: Waldgesellschaften der Hainburger Berge und angrenzender Gebiete (Niederösterreich). *Verh. Zool.-Bot. Ges. Öst.* 121, 5–37.
- HEYDEMANN B., 1953: Agrarökologische Problematik, dargestellt an Untersuchungen über die Tierwelt der Bodenoberfläche der Kulturfelder. *Diss. Univ. Kiel*.
- HILL M. O., 1979: TWINSPLAN – a FORTRAN Programm for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Cornell University, Ithaca, New York.
- HOLSTE U., 1974: Faunistisch-ökologische Untersuchungen der Carabiden- und Chrysomelidenfauna (Coleoptera, Insecta) xerothermer Standorte im oberen Weserbergland. *Abh. Landesmus. Naturk. Münster* 36, 28–53.
- HURKA K., 1996: Carabidae of the Czech and Slovak Republics. Kabourek, Zlin. 565S.
- JUST G., 1996: Beiträge zur Ökologie der Arthropodenzönosen thermophiler Waldsteppensäume (Hundsheimer Berge, NÖ). *Dipl.-Arbeit Univ. Wien*.
- KADAR F. and SZEL G., 1993: Analysis of the distribution of ground beetles in different habitats of the Nagys-szna Nature Reserve (Coleoptera: Carabidae). *Folia Entomol. Hung.* 54, 65–73.
- KASY F., 1983: Die Schmetterlingsfauna des WWF-Naturreservates „Hundsheimer Berge“ in Niederösterreich. *Z. Arb. Gem. Öst. Ent.* 34. Suppl. 1982. 44S.
- KIRSCHENHOFER E., 1994: Rote Liste der gefährdeten Carabidae Österreichs (Coleoptera). In: Gepp J. (ed.), *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs*, Grüne Reihe des BMUJF, Bd. 2. Moser, Graz, 112–119.
- KISS J., KADAR F., TOTH I., KOZMA E. and TOTH F., 1994: Occurrence of predatory arthropods in winter wheat and in the field edge. *Ecology* 25, 127–132.
- KOCH K., 1989: Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie. Bd. 1. Goecke & Evers, Krefeld. 440S.
- KOPETZ A. und KÖHLER G., 1991: Sukzessionsbedingte Veränderungen von Arthropoden-Assoziationen auf Kalktrockenrasen. *Zool. Jahrb. Syst.* 118, 391–407.
- KROMP B. and STEINBERGER K.-H., 1992: Grassy field margins and arthropod diversity: a case study on ground beetles and spiders in eastern Austria (Coleoptera: Carabidae; Arachnida: Aranei, Opiliones). *Agric. Ecosyst. Environ.* 40, 71–93.
- LUFT M. L. and RUSHTON S. P., 1989: The Ground Beetle and Spider Fauna of Managed and Unimproved Upland Pasture. *Agric. Ecosyst. Environ.* 25, 195–205.

- LUFF M. L., EYRE M. D. and RUSHTON S. P., 1989: Classification and ordination of habitats of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in north-east England. *J. Biogeogr.* 16, 121–130.
- LUFF M. L., EYRE M. D. and RUSHTON S. P., 1992: Classification and prediction of grassland habitats using ground beetles (Coleoptera, Carabidae). *J. Environ. Manage.* 35, 301–315.
- MAGURA T. and TOTHMERESZ B., 1997: Testing edge effect on carabid assemblages in an oak-hornbeam forest. *Acta Zool. Acad. Sci. Hung.* 43, 303–312.
- MAGURRAN A. E., 1988: Ecological Diversity and Its Measurement. Croom Helm, London Sydney. 179S.
- MARGALEF R., 1963: Successions of populations. *Adv. Frontiers Plant Sci.* 2, 137–188.
- MCCRACKEN D. I. and BIGNAL E. M., 1998: Applying the results of ecological studies to land-use policies and practices. *J. Appl. Ecol.* 35, 961–967.
- MORRIS M. G., 1967: Differences between the invertebrate faunas of grazed and ungrazed chalk grassland – I. Responses of some phytophagous insects to cessation of grazing. *J. Appl. Ecol.* 4, 459–474.
- MORRIS M. G., 1968: Differences between the invertebrate faunas of grazed and ungrazed chalk grassland – II. The fauna of sample turves. *J. Appl. Ecol.* 5, 601–611.
- MORRIS M. G., 1969: Differences between the invertebrate faunas of grazed and ungrazed chalk grassland – III. The heteropterous fauna. *J. Appl. Ecol.* 6, 475–487.
- MORRIS M. G. and RISPIN W. E., 1987: Abundance and diversity of the coleopterous fauna of a calcareous grassland under different cutting regimes. *J. Appl. Ecol.* 24, 451–465.
- MOSAR M., 1991: Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) als Indikatoren für die Biotopqualität der Trockenrasen im Naturschutzgebiet „Hundsheimer Berge“ (Niederösterreich). Dipl.-Arbeit Univ. Wien.
- MÜLLER-MOTZFELD G., 1989: Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) als pedobiologische Indikatoren. *Pedobiologia* 33, 145–153.
- NIKLFELD H., 1964: Zur xerothermen Vegetation im Osten Österreichs. *Verh. Zoo.-Bot. Ges. Öst.* 103/104, 152–181.
- ODUM E. P., 1980: Grundlagen der Ökologie. Bd. 1. Thieme, Stuttgart, New York. 476 S.
- PARMENTER R. R. and MACMAHON J. A., 1984: Factors influencing the distribution and abundance of ground dwelling beetles (Coleoptera) in a shrub-steppe ecosystem: The role of shrub architecture. *Pedobiologia* 26, 21–34.
- RÖSER B., 1988: Saum- und Kleinbiotope. Ökologische Funktion, wirtschaftliche Bedeutung und Schutzwürdigkeit in Agrarlandschaften. Ecomed, Landsberg/Lech. 258 S.
- RUSHTON S. P., LUSS M. L. and EYRE M. D., 1989: Effects of pasture improvement and management on the ground beetle and spider communities of upland grasslands. *J. Appl. Ecol.* 26, 489–503.
- RUSHTON S. P., EYRE M. D. and LUSS M. L., 1990: The effects of scrub management on the ground beetles of oolitic limestone grassland at Castor Hanglands National Nature Reserve, Cambridgeshire, UK. *Biol. Conserv.* 51, 97–112.
- SCHNEIDER E. A., 1976: Untersuchungen über die Arthropodenfauna xerothermer Standorte im südsiebenbürgischen Hügelland. III. Die Carabidenfauna eines Südhanges und angrenzender Habitate im Hügelland Südsiebenbürgens. *Studii Si Comunicari* 20, 209–253.
- SOUTHWOOD T. R. E., 1978: Ecological Methods. Chapman & Hall, London. 524 S.
- SOUTHWOOD T. R. E., BROWN U. K. and READER P. M., 1979: The relationships of plant and insect diversities in succession. *Biol. J. Linn. Soc.* 12, 327–348.

- TAYLOR L. R., 1978: Bates, Williams, Hutchinson – a variety of diversities. In: Mound L. A. und Warloff N. (eds.), *Diversity of Insect Faunas: 9th Symposium of the Royal Entomological Society*, 1–18. Blackwell, Oxford.
- THIELE H.-U., 1964a: Experimentelle Untersuchungen über die Ursachen der Biotopbindung bei Carabiden. *Z. Morphol. Ökol. Tiere* 53, 387–452.
- THIELE H.-U., 1964b: Ökologische Untersuchungen an bodenbewohnenden Coleopteren einer Heckenlandschaft. *Z. Morphol. Ökol. Tiere* 53, 537–586.
- THIELE H.-U., 1969: Zusammenhänge zwischen Tagesrhythmik, Jahresrhythmik und Habitatbindung bei Carabiden. *Oecologia* 3, 227–229.
- THIELE H.-U., 1977: Carabid beetles and their environments. *Zoophysiology and Ecology* 10, 369 S.
- TIETZE F., 1968: Untersuchungen über die Beziehungen zwischen Bodenfeuchte und Carabidenbesiedlung in Wiesengesellschaften. *Pedobiologia* 8, 50–58.
- TIETZE F., 1973a: Zur Ökologie, Soziologie und Phänologie der Laufkäfer (Coleoptera – Carabidae) des Grünlandes im Süden der DDR. II. Teil. *Hercynia NF*. Leipzig 10, 111–126.
- TIETZE F., 1973b: Zur Ökologie, Soziologie und Phänologie der Laufkäfer (Coleoptera – Carabidae) des Grünlandes im Süden der DDR. III. Teil. *Hercynia NF*. Leipzig 10, 243–263.
- TIETZE F., 1985: Veränderungen der Arten- und Dominanzstruktur in Laufkäfertaxozönosen (Coleoptera – Carabidae) bewirtschafteter Graslandökosysteme durch Intensivierungsfaktoren. *Zool. Jahrb. Syst.* 112, 367–382.
- TOLLMANN A., 1977: *Geologie von Österreich*. 1. Die Zentralalpen. Deuticke, Wien.
- TRAUTNER J., 1992: Laufkäfer – Methoden der Bestandsaufnahme und Hinweise für die Auswertung bei Naturschutz- und Eingriffsplanungen. In: Trautner J. (ed.), *Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen*, BVDL-Tagung Bad Wurzach, 9.–10. 11. 1991. *Ökologie in Forschung und Anwendung* 5, 145–162.
- TURIN H. and HEIJERMANN T., 1988: Ecological classification of forest-dwelling Carabidae (Coleoptera) in The Netherlands. *Tijdschr. Entomol.* 131, 65–71.
- TURIN H., ALDERS K., DEN BOER P. J., VAN ESSEN S., HEIJERMAN T., LAANE W. and PENTERMAN E., 1991: Ecological characterization of carabid species (Coleoptera, Carabidae) in the Netherlands from thirty years of pitfall sampling. *Tijdschr. Entomol.* 134, 279–304.
- USHER M. B., 1986: Wildlife conservation evaluation: attributes, criteria and values. In: Usher M. B. (ed.), *Wildlife Conservation Evaluation*, 3–44. Chapman and Hall, London.
- WAITZBAUER W., 1990: Die Naturschutzgebiete der Hundsheimer Berge in NÖ. Entwicklung, Gefährdung, Schutz. *Abh. Zool.-Bot. Ges. Öst.* 24, 88 S.
- WALLNÖFER S., 1998: Pflanzensoziologische Untersuchungen der thermophilen Eichenwälder im Osten Österreichs. Diss. Univ. Wien.
- WURTH C., 2001: Auswirkungen langjähriger Pflegemaßnahmen auf die Laufkäferfauna (Coleoptera, Carabidae) von Trockenrasen im Naturschutzgebiet „Hundsheimer Berge“ (Niederösterreich). Dipl.-Arbeit Univ. Wien.

Manuskript eingelangt: 2001 10 19

Anschrift: Mag. Claudia WURTH, Inst. f. Ökologie und Naturschutz, Abt. f. Terrestrische Ökologie und Bodenzoologie, Althanstrasse 14, A-1090 Wien. wurth@edvl.boku.ac.at

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien. Frueher: Verh.des Zoologisch-Botanischen Vereins in Wien. seit 2014 "Acta ZooBot Austria"](#)

Jahr/Year: 2002

Band/Volume: [139](#)

Autor(en)/Author(s): Wurth-Waitzbauer Claudia

Artikel/Article: [Einfluss langjähriger Pflegemaßnahmen auf die Laufkäferfauna von Trockenrasen \(NSG "Hundsheimer Berge"\) 25-52](#)