

Von Weingärten zu Trockenrasen

Laufkäfer (Carabidae) als Indikatoren für landschaftliche Veränderungen auf dem Podersdorfer Seedamm (Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel).

Stefan AGNEZY

Im Jahr 2002 wurde auf dem sog. „Podersdorfer Seedamm“, einem eiszeitlichen Sanddünenwall am Ostufer des Neusiedler Sees, die Laufkäferfauna mittels 50 Barberfallen aufgesammelt. Die Untersuchungsfläche umfasste 3, über 10 Jahre alte Weingartenbrachen, eine Aufforstungsfläche mit Robinien und eine Trockenrasen-Fläche mit dem typischen Artenspektrum der ehemaligen Großweide, der Puszta. Artenzusammensetzung, Diversitäts- und Dominanzstruktur der jeweiligen lokalen Laufkäfergesellschaften wurden durch statistischer Standards und die Cluster Analyse berechnet. Der Gesamtfang an Carabiden setzte sich aus 1409 Individuen zusammen, die sich auf 63 Arten und 27 Gattungen verteilten. Die durch sandigen Boden charakterisierten Bracheflächen werden nach Einstellung der Bewirtschaftung sehr rasch von zahlreichen stenotopen und psammophilen, darunter auch seltenen und gefährdeten Arten besiedelt, wie etwa *Harpalus picipennis*, *Cryptophonon melancholicus* oder *Dyschirius strumosus*. Sie sind auf offene Sandflächen angewiesen und daher als Pionierarten anzusehen. Die Laufkäfergesellschaften solcher früher Sukzessionsstadien eines Lebensraumes zeichnen sich gegenüber dem Klimaxstadium der Halbtrockenrasen zwar durch eine höhere Arten- und Individuendichte aus, doch werden sie durch das gehäufte Auftreten weniger dominanter Arten charakterisiert (*Amara bifrons*, *Calathus erratus*, *Pseudophonon rufipes*). Mit steigendem Sukzessionsablauf nimmt auch der Diversitätsgrad der Brachen zu, allerdings mit zunehmender Vegetationsdichte unter Ausschluss einiger psammophiler Arten. Im Untersuchungsgebiet konnte zwar keine Korrelation zwischen bestimmten Laufkäfer- und Vegetationsgesellschaften festgestellt werden, sehr wohl aber ein signifikantes Verhältnis zwischen Artenverteilung und offener Sandfläche. Die extensive, 3-wöchige Beweidung der Bracheflächen durch Rinder scheint auf die Laufkäferfauna keine störenden Auswirkungen zu haben. Weder konnte ein Rückgang der Populations- noch der Artendichte festgestellt werden.

AGNEZY S. 2008: From vineyards to dry grass meadows. Groundbeetles (Carabidae) as indicators of landscape changes on the „Podersdorfer Seedamm“ (National Park Lake Neusiedl – Seewinkel).

Ground beetles were collected 2002 by the use of 50 pitfall-traps along 5 transects at a dike-like fossil sand dune accumulated by wind and water on the eastern bank of Lake Neusiedl the so called „Podersdorfer Seedamm“ Sampling comprised 3 cleared vineyards, lying fallow since 10 years, an afforestation with robinias and one site of xeric grassland, presenting typical vegetation of the former traditional „Puszta“-pasture. Species composition, diversity and dominance structure of carabid assemblages were compared by standard indices and cluster analysis. Habitat requirements of selected species were limited using statistical methods such as logistic regression and Mann-Whitney tests.

In total 1409 individuals from 63 species belonging to 27 genera of Carabidae were found.

Sand habitats in the study area present ground beetle assemblages of high diversity and are rapidly colonised after abandonment of cultivation. Typical numerous stenotopic and psammophilous forms are already present on the fallows where even rare and endangered species like *Harpalus picipennis*, *Cryptophonon melancholicus* or *Dyschirius strumosus* colonise the sandy soil. They significantly depend on an open surface and exclusively inhabit pioneer stages of ecological succession. This stages host ground beetle assemblages of higher richness and abundance than paraclimactic grassland does but are largely dominated by very few species (*Amara bifrons*, *Calathus erratus*, *Pseudophonon rufipes*). Structural diversity increases when succession progresses.

Some carabid species adapted to sandy soils could not be found on sites where vegetation is more dense. In the studied area, ground beetle assemblages do not correspond to vegetation societies but are significantly distributed along the gradient of open soil surface. Extensive grazing by cattle which took place on the fallow sites for 3 weeks did not seem to have negative effects on the carabid fauna. No decrease in number of individuals or species caught was observed after the grazing periods, whereas changes in species composition were difficult to identify.

Keywords: ground beetles, Carabidae, Coleoptera, faunistics sand habitats, landscape restitution, abandonment of viticulture, grazing management, biological indication, National Park Lake Neusiedl – Seewinkel.

Einleitung

Die Kulturlandschaften Europas waren bis vor wenigen Jahrzehnten reich an extensiv bewirtschafteten gehölzfreien Flächen, die spezialisierten Tier- und Pflanzenarten geeignete Lebensräume boten. Die hohe Zahl der an offene Lebensräume angepassten Arten legt die Vermutung nahe, dass die ausgedehnten Wälder bereits vor der menschlichen Einflussnahme zumindest lokal halboffenen Charakter durch die Aktivität großer herbivorer lebender Säugetiere wie Auerochse, Wisent oder Rothirsch hatten (BUNZEL-DRÜKE 1997; BUNZEL-DRÜKE et al. 1995, 1997; KAMPF 1999; VERA 2000, RIECKEN 2001;). Während die meisten der wilden Weidegänger auf dem europäischen Kontinent ausstarben, wurde die Landschaft in ähnlicher Weise durch die extensiven Weidesysteme des Menschen über Jahrhunderte hinweg geprägt (PIENKOWSKI & SIGNAL 1999).

Veränderungen der Landbewirtschaftung haben vor allem in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts zu einer dramatischen Abnahme geeigneter offener Habitate geführt. Diese Entwicklung brachte eine erhebliche Gefährdung spezialisierter Arten und der Biodiversität der Kulturlandschaft insgesamt mit sich (FINK, RIECKEN & SCHRÖDER 2002).

Zu den seltensten und wertvollsten Lebensräumen der Landschaften im kontinentalen Europa zählen offene Sandhabitate (WIESBAUER & MAZUCCO 1997, 1999 SCHWABE 2002). Durch Aufgabe der extensiven Beweidung, Flussregulierungen und Befestigung äolischer Sanddecken bestehen heute nur noch verstreute Restflächen, die sandliebenden Tier- und Pflanzenarten letzte Refugien bilden. Ihre Erhaltung und die Schaffung weiterer vergleichbarer Standorte sollten im Mittelpunkt naturschutzfachlicher Bestrebungen stehen (WIESBAUER & MAZUCCO 1999).

In Ostösterreich finden sich naturnahe Sandlebensräume im Marchfeld (Drösing, Niederweiden) und vereinzelt im burgenländischen Seewinkel. Der durch Wasserstandsschwankungen des Neusiedler Sees entstandene, mehrere Kilometer lange Podersdorfer Seedamm im östlichen Seevorgelände wurde seit dem Zweiten Weltkrieg intensiv für den Weinbau genutzt und wies bis vor wenigen Jahren kaum noch offene Sandflächen auf. Mit der geförderten Stilllegung von Weingärten in der Bewahrungszone des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel nahm das Angebot an für Pionierarten günstigen Standorten in jüngster Zeit wieder zu. Der im Rahmen des Flächenmanagements wieder eingeführte traditionelle Hutweidebetrieb mit Rindern (KORNER, TRAXLER & WRBKA 2000) wurde 1999 auf einzelne Anteile des Podersdorfer Seedamms ausgedehnt und könnte ein geeignetes Instrument zur Erhaltung offener Sandhabitats und Redynamisierung bereits verbrachter Flächen darstellen.

Das typische Vegetationsmosaik der gefährdeten Pflanzengesellschaften von Sand-Ökosystemen bildet sich in der Regel nur bei vorhandenen Störungen aus, die Sukzessions-

prozesse immer wieder initiieren. So kommen konkurrenzschwache Spezialisten zur Entwicklung und finden xero- und thermophile Tierarten geeignete Lebensbedingungen (SCHWABE 2002). Vor allem epigäisch lebende Arthropoden, wie Laufkäfer (Carabidae) und Spinnen (z. B. Lycosidae) sind in der Lage, die extremen Lebensräume der Initialstadien rasch zu besiedeln und äußerst diverse Gesellschaften zu bilden.

Carabiden stellen eine der artenreichsten Käferfamilien überhaupt dar und differenzieren sich entlang einer Vielzahl von Umweltgradienten wie Feuchtigkeit, Raumstruktur und Störungsintensität (LUFF, EYRE & RUSHTON 1989). Da sie durch Bodenfallen einfach zu erfassen sind und ihre Ökologie von vielen Autoren gut bearbeitet ist, werden sie in der wissenschaftlichen Forschung seit langem als Indikatoren für Umweltveränderungen und Lebensraumqualität verwendet. In ähnlicher Weise eignen sich auch Lycosiden als Indikatoren, wenn auch ihre Biologie noch weit weniger gut erforscht ist als jene der voran genannten.

Im Rahmen dieser Arbeit sollte die Carabidenfauna der Sandflächen des Podersdorfer Seedammes erstmals in ihrer faunistischen Zusammensetzung und den Strukturen der unterschiedlichen Artengesellschaften erfasst werden. Die Beprobung verschiedener Entwicklungsstadien der Sandböden bot die Möglichkeit sukzessionsökologischer Betrachtungen und der Evaluierung von Pflegemaßnahmen. Für Fragen des Naturschutzes war entscheidend, ob im Untersuchungsgebiet gefährdete und spezialisierte Arten überleben konnten und ob die extensive Beweidung ein tragfähiges Konzept zur Restitution des seltenen Lebensraumes darstellt.

Das Untersuchungsgebiet

Der Podersdorfer Seedamm ist eine lokale Akkumulation von Sanden im östlichen Vorgelände des Neusiedler Sees. Meist nur wenige 100 Meter vom Schilfgürtel des Ostufers entfernt, erstreckt er sich mit einigen Unterbrechungen über etwa 25 km von Weiden am See bis zum Sandeck südlich von Illmitz (Abbildung 1).

Der Damm ist vermutlich das Resultat von Eisstößen, welche vor etwa 2000 Jahren gewaltige Sedimentmengen verschoben und im Vorgelände abgelagert haben. In weiterer Folge rissen Strömung und Wellenschlag mehrere Lücken in den Damm, wobei durch Auswaschung an seiner landwärts gerichteten Seite eine flache Senke gebildet wurde. Diese parallel zum Seedamm verlaufende Mulde wird heute noch an mehreren Stellen von kleineren salzhaltigen Zicklacken wie den Stinkerseen und dem Albersee bedeckt (AUER & DICK 1994).

Als Damm oder Düne ist der Podersdorfer Seedamm angesichts seiner durchwegs geringen Mächtigkeit heute kaum mehr zu erkennen. Bei einer durchschnittlichen Breite von etwa 150 Metern hebt er sich in erster Linie durch das sandige Substrat von der umgebenden Landschaft ab.

Klima und Boden

Wie alle Becken und Tiefebene im Osten Österreichs ist auch der Seewinkel stark vom pannonischen Klima geprägt. Der Einfluss atlantischer wie mediterraner Strömungen ist abgeschwächt, erkennbar an der Abnahme der Niederschläge auf unter 600 mm. Das typisch mitteleuropäische Niederschlagsmaximum zur Jahresmitte ist in zwei bis drei niederschlagsreiche Perioden aufgespalten. Die Jahresmitteltemperaturen liegen nicht selten um +10 °C. Die starken Temperaturschwankungen zwischen Tag und Nacht wie auch

im Jahresgang charakterisieren die zunehmende Kontinentalität des pannonischen Klimas (Koo, 1994).

Im Untersuchungsgebiet werden die klimatischen Besonderheiten durch die noch vorhandenen offenen Sandstandorte und den ausgeprägten jahreszeitlichen Wechsel in der Wasserführung der Zicklacken verdeutlicht.

Die Sedimente des Podersdorfer Seedammes sind allgemein sehr inhomogen aufgebaut. Wie in Tabelle 1 dargestellt, ist ihre Sortierung eher schwach ausgeprägt und der Kiesanteil variiert zwischen einzelnen Standorten beträchtlich.

Tab. 1: Korngrößen und pH-Werte der Sande des Seedammes (nach HOMAYOUN 1997; ROETZEL 1997). – Tab. 1: Grain sizes and pH-values of sand from the Seedamm (after HOMAYOUN 1997; ROETZEL 1997).

Probefläche	Kies %	Grobsand %	Mittelsand %	Feinsand %	Schluff/Ton %	Korngröße	Sortierung	pH
Hölle A	0,2	2,1	51,7	42,3	3,7	Mittelsand	mäßig	7,7
Hölle B	11,9	19,6	50,2	16,4	1,9	Mittelsand	schlecht	7,7
Sandeck	2,2	1,6	39,8	55,7	0,7	Feinsand	gut	7,9

Wirtschaftliche Nutzung

Wie der gesamte Seewinkel, wurde auch der Podersdorfer Seedamm in unterschiedlicher Weise bewirtschaftet. Während das Sandeck im Süden und die Zitzmannsdorfer Wiesen nördlich von Podersdorf Teile der riesigen Hutweiden der Puszta bildeten, wurden die etwas feuchteren Gebiete in Nachbarschaft der Lacken meist als Mähwiesen genutzt (KOHLE, RAUER & WENDELIN 1994). Mit Aufgabe der traditionellen Nutzung der Wiesen, fand der Seedamm nach 1945 eine neue Bestimmung im Weinbau. Vor allem im Gebiet Illmitz-Hölle reihen sich heute noch unzählige Weingärten aneinander, welche die ursprüngliche Steppenlandschaft kaum mehr erahnen lassen, wie eine Darstellung des Landschaftszustandes von 1855-58 im Bereich des Untersuchungsgebietes zeigt (Abb. A1, A2).

Seit Errichtung des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel und der Pacht großer landwirtschaftlicher Flächen wird auch die Stilllegung der Weingärten von der Nationalparkverwaltung gefördert. Der noch vor wenigen Jahren durchgehende Weinbaugürtel auf dem Seedamm ist in der zentralen Bewahrungszone zwischen Podersdorf und Illmitz heute stark fragmentiert und von Bracheflächen unterschiedlichen Alters durchsetzt, die seit einigen Jahren im Rahmen des Flächenmanagements Pflegemaßnahmen unterliegen (KORNER, TRAXLER & WRBKA 2000).

Vegetation und Beweidung

Die großteils offene Landschaft des Seewinkels ist das Ergebnis jahrhundertelanger Nutzung durch den Menschen. Nach Rodung der ursprünglichen thermophilen Eichenwälder führte vor allem die semi-extensive Beweidung durch Rinder zur Ausbildung sekundärer Trockenrasen, welche heute zu den seltensten und gefährdetesten Landschaftselementen in Mitteleuropa zählen (Koo 1994).

Die wesentlichsten Effekte der Beweidung sind die Öffnung der Grasnarbe durch Betritt und Äsung, die selektive Förderung von bodenblattreichen Pflanzenarten und damit auch das Zurückdrängen konkurrenzstarker Gräser. Die freie Hutung von Weidevieh sorgt für

einen ständigen Austausch von Samen thermo- und xerophiler Pflanzen zwischen einzelnen Gebieten und führt langfristig zur Ausbildung eines Großmosaiks verschiedener Sukzessionsstadien der Vegetation (KORNER, TRAXLER & WRBKA 2000). Dieses bietet einer hohen Zahl spezialisierter Tierarten geeignete Lebensräume.

Im Rahmen des Flächenmanagements im Nationalpark beweiden mehrere Rinderherden seit Jahren große Flächen, um intakte Trockenrasen und Halbtrockenrasen zu erhalten, sowie unterschiedlich verbrauchte Wiesen in Elemente der ursprünglichen Puszta überzuführen. Die durch begleitende Untersuchungen dokumentierten Resultate zeugen von der Zweckmäßigkeit und den vielfältigen Einsatzmöglichkeiten dieser Pflegemaßnahme. Aufgrund seiner substratbedingten extremen Verhältnisse und wertvollen Pionierstandorte wurden Teile des Podersdorfer Seedammes in den Weidezyklus einbezogen. Um einerseits Schilfflächen und Ruderalfluren zurückzudrängen und andererseits die offenen Sandhabitats zu erhalten, wird der Dammabschnitt westlich des Albersees seit 1999 als Trift genutzt und zweimal im Jahr für etwa drei Wochen durch eine Herde von Aberdeen-Angus-Rindern beweidet.

Beschreibung der Untersuchungsflächen

Die im Rahmen dieser Arbeit untersuchten Flächen des Podersdorfer Seedammes befinden sich am Westufer des Albersees, nördlich der Biologischen Station Illmitz (Abb. 1). Im Untersuchungsgebiet wurden fünf Transekte quer über den Damm gelegt. Die Abbildungen 3a-c geben Eindrücke von den höchst unterschiedlichen Pflanzengesellschaften auf dem nährstoffarmen Sandboden.

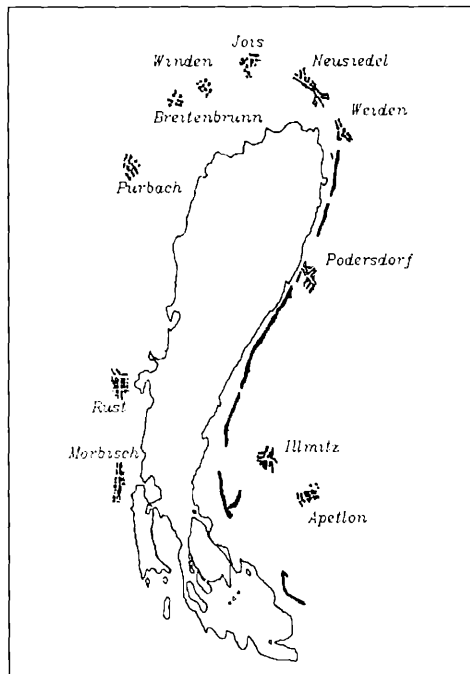


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebiets im Bereich des „Podersdorfer Seedammes“ Dieser verläuft als dicke Linie parallel zum im Ostufer des Sees. – Fig. 1: Position of the research area at the „Podersdorfer Seedamm“ The dam runs as thick line parallel to the shore eastern to the lake.

A: Weingartenbrache I

Die erste Untersuchungsfläche ist eine etwa 10–15 Jahre alte Weingartenbrache (offizielle Meldung der Stilllegung: 1989). Hier wurden die Strünke der alten Rebstöcke im Boden belassen, welche im Monat Mai frisch austreiben. Die Fläche wurde zu Beginn der Untersuchungen bereits im dritten Jahr beweidet. In der Fangsaison 2002 dauerte die tägliche Beweidung über einen Zeitraum von 3 Wochen vom 7. bis 28. August

Aus vegetationsökologischer Sicht handelt es sich um einen ruderalen Halbtrockenrasen der Klasse *Artemisietea vulgaris*. Dieses *Convolvulo-Agropyron repentis* ist von anderen weniger ruderalen Ordnungen der Klasse nur negativ differenziert und stellt einen kontinentalen Regenerationstyp zur Schließung offener Habitats dar. Die Vegetation wird von Rhizomgeophyten und ausdauernden Kräutern dominiert (MUCINA 1993).

Auffällig ist die schwache Präsenz Einjähriger und das niedrige Maß an Bodenbedeckung. Auf den offenen Sandflächen konnten sich vereinzelt bereits Spezialisten wie *Cynoglossum hungaricum* oder *Euphorbia cyparissias* ansiedeln.

B: Weingartenbrache II

Auf der Untersuchungsfläche B konnte sich eine vergleichsweise üppige Vegetation entwickeln. Die ruderale Glatthaferwiese vom Typ *Arrhenateretum tanaeta* bildet den Übergang von ruderalen Wiesen und Weiden zu Magerrasen der *Artemisietea vulgaris*. Die Brache wird von invasiven Gräsern wie *Arrhenaterium elatius* und *Calamagrostis epigejos* dominiert und resultiert vermutlich aus einer intensiveren Bewirtschaftung des Weingartens (Düngung mit Stallmist).

Ohne weiteren Nährstoffeintrag sollte es auf dem trockenen Sandboden zu einer allmählichen Aushagerung kommen, wobei sich um so mehr Trockenrasenarten ansiedeln können, je lückiger die Vegetationsdecke gehalten wird (ELLMAUER & MUCINA 1993).

Im Jahr 2002 wurde der Abschnitt zweimal für jeweils 3 Wochen (30. 04.–24. 05., 07. 08.–28. 08) intensiv beweidet, um eindringendes Schilf und das Landreitgras zurückzudrängen.

C: Weingartenbrache III (Abb. 2a)

Hier finden sich die extremsten Standorte des Untersuchungsgebietes. Auf dem hohen Sandrücken mit Kiesunterlagerung können sich nur die trockenheitsresistentesten Pflanzen halten. Systematisch betrachtet, ist die Fläche C ebenfalls den ruderalen Halbtrockenrasen zuzurechnen (MUCINA 1993).

Die Vegetation wird in erster Linie von *Artemisia campestris* und *Agropyron intermedium* geprägt. Der Anteil an offenem und trockenem Sandboden ist auffällig hoch und bietet im wegnahen Randbereich der sehr seltenen großen Kreiselwespe *Bembyx rostrata* geeignete Stellen zur Anlage ihrer Nester. Im Osten reicht die Untersuchungsfläche nahe an das Ufer des Albersees und in dichte Schilfbestände hinein.

Beifuß (*Artemisia*) und Mannstreu (*Eryngium*) werden vom Vieh nur ungern angenommen. Wiederholt betreten und selektiv beweidet wurde der Abschnitt während der ersten Weideperiode (30. 04.–24. 05).



Abb. 2a–c: unterschiedliche Biotoptypen im Bereich des Seedammes: a) ehemalige Weingartenbrache, b) Robinien-Wäldchen c) beweideter Trockenrasen. – Fig. 2a–c: different types of habitats on the Seedamm area: a) former wineryard fallow b) reforestation with *Robinia pseudacacia* c) grazed dry grass meadow.



Abb. 2b. – Fig. 2b.

Obwohl alle drei Untersuchungsflächen A, B und C innerhalb eines knappen Zeitraums stillgelegt wurden, hat sich die Vegetation doch recht unterschiedlich entwickelt. In der Vegetationsökologie wird die individuelle Nutzungsgeschichte einer Brachfläche als wichtigste "driving" force für die Wiederbesiedlung bzw. Sekundärsukzession betrachtet. Die aktuelle Artenzusammensetzung einer Brachfläche kann wesentlich stärker von der Intensität der Vornutzung gesteuert sein als vom reinen Alter der Brache. Erschwerend kommen die stark selektierenden Standortbedingungen des Sandbodens hinzu. Witterungsverlauf und Trockenstress entsprechend, können oft sehr unterschiedliche Arten Fuß fassen. Für die Vegetationsentwicklung im Bereich der Weingartenbrachen sind neben Klima und Untergrund auch die Diasporenvorräte im Boden von großer Bedeutung. Untersuchungen von SAUTTER (1994) belegen, dass die im Sand eingeschlossenen Samen oft über Jahrzehnte keimfähig bleiben. Dieses Potenzial kann auf nährstoffarmen Böden wertvolle Initialstadien ausbilden.

D: Robinienaufforstung (Abb. 2b)

Da es sich bei dem etwa einen Hektar großen Wäldchen um keine natürliche Waldassoziation handelt, wird die Gesellschaftsgruppe mit *Robinia pseudacacia* nach ihrem Unterwuchs klassifiziert und den *Galio-Urticetea* zugerechnet. Aufgrund des ruderalen Charakters unterscheiden sich die Verhältnisse deutlich von jenen thermophiler Eichenwälder, in welchen sich in der Krautschicht durchaus echte Steppenelemente finden (MUCINA 1993). Langfristig führt der jährliche Nährstoffeintrag durch das Robinienlaub zu einer Eutrophierung des Bodens. Die Aufforstung dürfte etwa 25 Jahre alt sein und stellt im Untersuchungsgebiet einen inselartigen Lebensraum dar. Durch das ausgeglichene Mikroklima werden vor allem im Hochsommer weniger spezialisierte Tierarten angezogen. Die hohe Dichte der Bäume macht eine Verwendung des Standortes als Unterstand für die Rinderherde unmöglich (Anmerkung: Auslichtung und Eintreiben der Rinder haben diese ursprüngliche Situation ab 2006 stark verändert).

E: Sekundärer Trockenrasen der Puszta (Abb. 2c)

Das *Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae* gilt als Ausläufer der ehemaligen Ungarischen Puszta und wichtigste Trockenrasengesellschaft im Gebiet. Die Seewinkler Schwingel-Sand-Puszta wurde bis zum zweiten Weltkrieg großräumig als traditionelle Hutweide genutzt. Die Pflege und Restitution dieser Flächen ist eines der Hauptziele des Flächenmanagements im Nationalpark. Die Trockenrasen beschränken sich auf sandige Böden und finden sich im gesamten Seewinkel im Großmosaik mit Salz- und Wasserand-Vegetation um die Zicklacken.

Die vom falschen Schafschwingel (*Festuca pseudovina*) dominierte Vegetation unterliegt starken saisonalen Schwankungen (zweimalige Blüte einzelner Arten) und bildet langlebige Samenbanken aus (MUCINA & KOLBEK 1993). Auf der Untersuchungsfläche E geht die Gesellschaft fließend in von Zwergtherophyten dominierte Kurzrasen (*Equisetetum ramosissimi*) und Bestände der aufrechten Trespe (*Brometum tectorum*) über.

Begleitende Untersuchungen der Standortverhältnisse

Mikroklima

Die durch die hohe Einstrahlung und geringe Wasserhaltekapazität des Sandbodens bedingten extremen Verhältnisse an der Bodenoberfläche wurden mit Messungen der Temperatur mit Hilfe von Minimum-Maximum-Thermometern dokumentiert. An hei-



Abb. 2c. – Fig. 2c.

ßen Sommertagen erreicht die Temperatur auf den offenen Flächen Werte von bis zu 60 °C, während der Boden in der Nacht selbst im Hochsommer auf unter 15 °C abkühlen kann. Ausgeglichenere sind die Verhältnisse nur im dichteren Unterwuchs der Aufforstung.

Deckungsgrad der Vegetation

Als einer der wichtigsten Faktoren für die Verteilung epigäischer Arthropoden und Laufkäfern im besonderen gilt wohl der Deckungsgrad der Vegetation. Da gerade spezialisierte Arten trockener Habitats oft auf offenen Boden angewiesen sind, wurde im Rahmen dieser Arbeit versucht, das Auftreten bestimmter Carabiden mit dem jeweiligen Anteil von freiliegendem Sandboden auf allen Probepunkten zu korrelieren.

Zu diesem Zweck wurde das Maß der Deckung und die Stärke der Streuschicht auf der Fläche eines Quadratmeters um alle 50 Bodenfallen abgeschätzt. Die Aufnahme erfolgte nach dem Ende der ersten Vegetationsperiode zu Beginn des Sommers (16. Juni).

Erfassung und Analyse der Laufkäfergesellschaften

Methode und Analyse

Insgesamt wurden 50 Barberfallen entlang der fünf quer über den Seedamm gelegten Transekte ausgebracht. Benutzt wurden handelsübliche Einmachgläser mit Durchmesser von ca. 5 cm, die in Abständen von 10 m im Boden eingelassen und in 14-tägigen Intervallen geleert und ersetzt wurden. Als Konservierungsflüssigkeit diente unverdünnter Äthylenglykol. Der Besammlungszeitraum erstreckte sich vom 22. 03 bis 02. 11. 02, die Bestimmung des Tiermaterials richtete sich nach HURKA (1996) und FREUDE, HARDE & LOHSE (1976).

Die Auswertung der Fänge ermöglichte sowohl Vergleiche zwischen den Untersuchungsflächen als auch der Fallen innerhalb der einzelnen Transekte. Flächencharakteristische Dominanzstrukturen und Diversitäten der Gesellschaften wurden nach verschiedenen Gesichtspunkten bewertet.

Der Wert des Index nach SHANNON und WEAVER steigt mit der Artenzahl und der Gleichverteilung der Individuen unter den Arten. Im Vergleichsmaß der Evenness wird der Verteilung der gefangenen Individuen auf die Arten noch stärker Rechnung getragen. Die Zahl drückt die Relation zwischen berechnetem und maximal möglichem Diversitätswert aus (MÜHLENBERG 1993). Der BERGER-PARKER-Index stellt ein Dominanzmaß dar, das den quantitativen Einfluss der dominierenden (häufigsten) Art aufzeigt (SOUTHWOOD, 1978).

Die Darstellung der relativen Artenvielfalt wurde nach dem Modell von LUFF (1996) vorgenommen, wobei die Absolutwerte für nachgewiesene Arten und der Logarithmus gefangener Individuen aller 50 Fallen entlang zweier Achsen aufgetragen werden. Der Trend wird durch eine lineare Regressionslinie dargestellt.

Um die Ähnlichkeiten der Fänge aller Probenpunkte zu erfassen, wurde eine Hierarchische Cluster Analyse mit Chi-Quadrat Maß durchgeführt.

Auf Basis bestehender Daten zur Ökologie der gefundenen Carabidenarten (BURMEISTER 1939, LINDROTH 1943, TIETZE 1973) kann deren Vorkommen vergleichend bewertet werden. Der Gefährdungsstatus (Rote Listen; FRANZ 1994) und eine niedrige ökologische Valenz geben Anlass zur Bestimmung möglicher Leitarten für den Biotopschutz. Für einzelne, im Untersuchungsgebiet in stabilen Populationen auftretende Spezies konnten die Habitatansprüche mittels statistischer Tests genauer eingegrenzt werden.

Mit dem Verfahren der binär logistischen Regression wird die Abhängigkeit einer dichotomen Variablen von anderen unabhängigen Variablen, die beliebiges Skalenniveau aufweisen können, untersucht. In der Regel handelt es sich bei der dichotomen Variablen um ein Ereignis, das eintreten kann oder nicht; die logistische Regression berechnet dann die Wahrscheinlichkeit des Eintreffens in Abhängigkeit von den Werten der unabhängigen Variablen (BÜHL & ZÖFEL 1994). In diesem Fall wurde die Abhängigkeit des Auftretens ausgesuchter Carabidenarten (Absenz/Präsenz) vom Faktor „offener Sandboden“ ermittelt.

Diese Korrelation wurde auch mit dem U-Test nach MANN und WHITNEY überprüft, der auf einer gemeinsamen Rangreihe der Werte zweier unabhängiger Stichproben (hier: Absenz/Präsenz der Arten) basiert. Die Aktivitätsabundanzen bestimmter Laufkäferarten sind ebenfalls mit dem erwähnten Faktor in Zusammenhang zu bringen (ohne aber legitime Rückschlüsse auf Populationsdichten zuzulassen). Der Einfluss der Bodendeckung auf die Aktivität wurde durch einfache lineare Regression berechnet.

Ergebnisse

Die Laufkäferfauna des Podersdorfer Seedammes

Insgesamt konnten im Untersuchungsgebiet 63 Arten aus 27 Gattungen von Laufkäfern nachgewiesen werden. Eine Gesamtliste aller gefundenen Carabidenarten befindet sich im Anhang (Tabelle A1). Die Laufkäferfauna kann also angesichts der relativ kleinen Menge von 1409 gefangenen Individuen und der geringen Größe des Sammelgebiets als außerordentlich divers bezeichnet werden. Nicht weniger als 9 der gesammelten Arten scheinen in den Roten Listen Österreichs (FRANZ 1994) auf, drei davon gelten als stark gefährdet. Gefunden wurden unter anderem 22 stenotope und 9 psammophile Vertreter von Carabiden, viele Arten kommen in Österreich allein im Steppennationalpark Neusiedler See – Seewinkel vor.

Wie in den meisten europäischen Trockenräumen, entfällt ein großer Teil der nachgewiesenen Carabiden auf die überwiegend phyto- und spermatophag lebenden Gattungen *Amara* und *Harpalus*. Die bei weitem häufigste Laufkäferart auf diesem Abschnitt des Podersdorfer Seedammes ist *Amara bifrons*. Sie bevorzugt sandige Böden der Kulturlandschaften und gilt in ganz Europa als kommun. *Amara bifrons* dominiert vor allem auf den brachliegenden Flächen in den Monaten Juli bis September, 620 gefangene Individuen lassen eine sehr hohe Populationsdichte vermuten.

Die Gattung *Calathus* ist im Gebiet mit fünf Arten vertreten. Der eurytop-xerophile *Calathus erratus* hingegen bildet auf allen offenen Standorten stabile Populationen aus, das Vorkommen von *Calathus fuscipes* ist hauptsächlich auf den Robinienbestand beschränkt. Hier findet offenbar auch *Pseudophonus rufipes* optimale Lebensbedingungen vor. Diese häufige und vergleichsweise anspruchslose Art besiedelt in geringerer Dichte alle untersuchten Flächen. Bei fortschreitender Verbuschung ist mit einer weiteren Ausbreitung zu rechnen. Bemerkenswert ist die Präsenz von *Harpalus picipennis* und *Cryptophonus melancholicus* auf den Sandbrachen des Seedammes. Beide Arten sind stenotop, psammophil und zählen zu den selteneren Laufkäfern in Mitteleuropa. *Cryptophonus melancholicus* besiedelt meist Dünen in Küstennähe, im Binnenland beschränken sich seine Vorkommen auf reliktdäre Sandlebensräume. In Österreich ist die Art stark gefährdet.

Die Heterogenität des Untersuchungsgebietes bedingt stellenweise eine äußerst starke Differenzierung der Käfergesellschaften. An der Ostflanke des Dammes vollzieht sich oft auf wenigen Metern entlang der Transekte ein Übergang von der Sandsteppe an das sumpfige Ufer des Albersees und weiter zum häufig austrocknenden Salzboden der Zicklacke. Hygrophile und paludicole Carabidenarten sowie Bewohner von Schilfbeständen leben in einem sehr schmalen Vegetationsgürtel zwischen den extrem selektierenden Lebensräumen. Neben durchaus kommunen Spezies konnten hier auch seltene Vertreter wie *Omopron limbatum*, *Chlaenius tristis*, *Oodes gracilis* und *Pterostichus elongatus* sporadisch nachgewiesen werden.

Auf allen Flächen fanden sich salzliebende oder -tolerante Besiedler der trockenen Zicklacken. Während der ersten und letzten Fangperioden der Saison wurden unter anderem *Anisodactylus poeciloides*, *Amara convexiuscula*, *Pterostichus cursor* und einige grabende Handläufer der Gattung *Dyschirius* direkt am Seedamm gefangen. Zweifelsfrei nutzen diese Spezialisten den Damm bis in den April als Winterquartier und möglicherweise als Refugium während Perioden starker Niederschläge.

Die Untersuchungsflächen im Vergleich

Die fünf besammelten Flächen unterscheiden sich vor allem in der Gesamtzahl gefangener Käfer und der Dominanzstrukturen ihrer Gesellschaften. Die Carabidenzönosen der drei Weingartenbrachen (Flächen A, B, C) ähneln einander in hohem Maße. Das eudominante Auftreten von *Amara bifrons*, die starke Präsenz stenotoper Laufkäfer trockener Lebensräume und eine hohe Zahl sporadisch bis rezedent vorkommender Arten ist allen untersuchten Brachen gemein. So wurden auf Fläche A 20 Arten aus 280 Individuen nachgewiesen, während die species-richness an den Transekten B und C mit 26 bzw. 28 Arten geringfügig höher liegt. Obgleich ein beträchtlicher Anteil der gesammelten Käfer auf *Amara bifrons* entfällt, sind auch die dominanten und subdominanten Vertreter häufiger anzutreffen als in stabileren Biotopen.

Auf dem als Referenzfläche verstandenen Trockenrasen wurden weit weniger Carabiden als an den gestörten Standorten gefangen. Die geringe Menge von 69 Individuen aus 22 Arten unterscheidet die Fläche E auffällig von den frühen Sukzessionsstadien. Einige Spezialisten sandiger Habitats konnten auf dem kleinen Rasen seltener (*Harpalus picipennis*, *Calathus ambiguus*), oder gar nicht (*Cryptophonus melancholicus*) nachgewiesen werden. Mit *Masoreus wetterhalli* tritt allerdings ein äußerst wertvoller Anzeiger intakter Trockenrasen subdominant auf.

Der Robinienbestand auf der Untersuchungsfläche D schließlich weist den höchsten Reichtum an Laufkäferarten auf. Die ausgeglicheneren Temperaturen, der höhere Grad der Bodenfeuchte und der Unterwuchs in der Aufforstung ermöglichen vielen Arten eine Einnischung, die in der offenen Landschaft nicht vertreten sind. Auf der Fläche D wurden insgesamt 290 Individuen aus 34 Carabidenarten gefangen. Die eudominante Rolle von *Pseudophonus rufipes* zeigt, dass dieser feldbewohnende Kulturfolger extremen Verhältnissen ausweicht und auf sandigem Substrat nur an begünstigten Standorten hohe Populationsdichten ausbilden kann. Eine Übersicht der häufigsten Laufkäfer aller untersuchten Flächen gibt Tabelle 2.

Tab. 2: Arten und Individuenzahlen der Carabiden auf den einzelnen Untersuchungsflächen. Dominanzklassen nach ENGELMANN (1978). – Tab. 2: numbers of Carabid species and individuals at different sites of the research area: dominance after ENGELMANN (1978).

Transekt	A	B	C	D	E
Arten	20	26	28	34	22
Individuen	280	351	419	290	69
Eudominant	<i>A. bifrons</i>	<i>A. bifrons</i>	<i>A. bifrons</i>	<i>P. rufipes</i>	
Dominant		<i>C. erratus</i> <i>C. melancholicus</i> <i>H. picipennis</i>	<i>C. erratus</i> <i>P. rufipes</i>	<i>C. fuscipes</i>	<i>C. erratus</i> <i>P. rufipes</i> <i>C. melanocephalus</i> <i>A. bifrons</i>
Subdominant	<i>H. picipennis</i> <i>H. autumnalis</i>	<i>H. autumnalis</i>	<i>H. picipennis</i>	<i>C. melanocephalus</i> <i>H. tardus</i>	<i>M. wetterhalli</i> <i>H. picipennis</i> <i>H. autumnalis</i>
S-W-Index	1,215714893	1,768753061	1,685193356	2,277373089	2,659113689
Evenness	0,405815601	0,542879267	0,50572927	0,645814027	0,86026437
B-P-Index	0,728571429	0,50997151	0,529832936	0,393103448	0,173913043

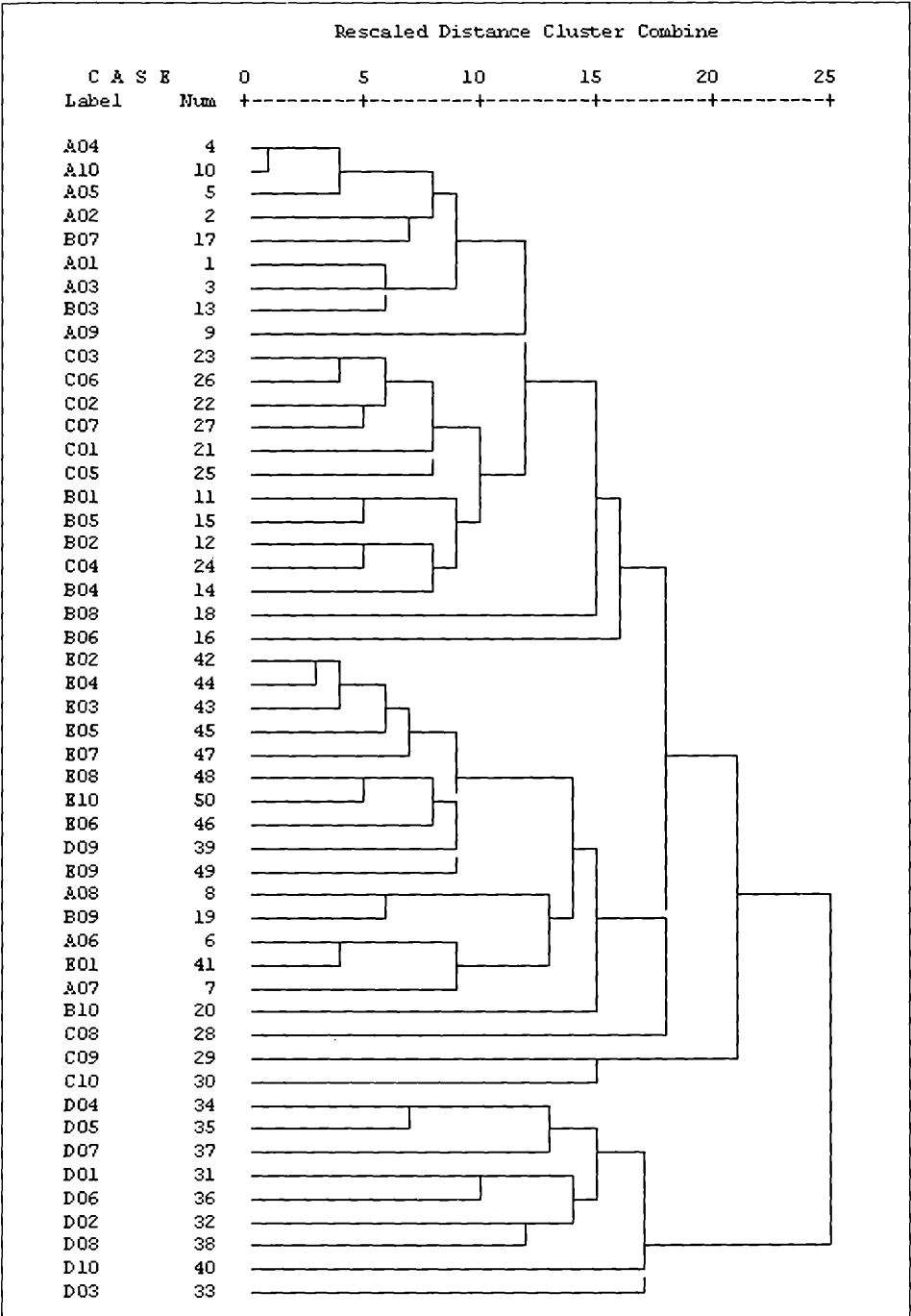


Abb. 3. Hierarchische Clusteranalyse der Untersuchungsflächen mit Chi-Quadrat-Maß. (Kodierung der 50 Probestpunkte im Text). – Fig. 3: Hierarchic Cluster analysis of the research area in Chi-Quadrat units. (coding of 50 sample points see text).

Eine weitere Differenzierung der Untersuchungsflächen erfolgte anhand einer Clusteranalyse (Abbildung 3). Dabei wurden alle Fallenpunkte nach der Ähnlichkeit ihres Arteninventars und der Häufigkeiten auftretender Laufkäfer geordnet. Bei Betrachtung des Dendrogramms lassen sich vorerst vier größere Gruppen unterscheiden. Die Clusteranalyse trennt an erster Stelle neun der zehn Standorte im Robinienbestand von jenen auf freien Untersuchungsflächen. Auch die Probenpunkte des sekundären Trockenrasens E erscheinen im Diagramm als homogene Gruppe. Lediglich drei Gesamtfänge der Untersuchungsfläche A sind den Referenzflächenergebnissen ähnlicher als jenen der übrigen Fallen des Transekts.

Am heterogensten präsentieren sich die Resultate aus den restlichen Fallen der Weingartenbrachen. Viele Standorte auf den Flächen A, B und C unterscheiden sich hinsichtlich der gefundenen Carabiden offenbar wenig zwischen den Transekten, obwohl vor allem die Art der Vegetation (siehe Kap. Material und Methoden) beträchtlich variiert. Ein kleiner Cluster versammelt drei am Rand gelegene Fallen der Fläche C und eine weitere aus dem Transekt B. Hier wird deutlich, dass der Einfluss des vom Lackenrand einwandernden Schilfes den der flächenspezifischen Faktoren überwiegt.

Dominanzverhältnisse

Die größten Unterschiede zwischen den Carabidengesellschaften der einzelnen Untersuchungsflächen zeigen sich in ihren Dominanzstrukturen. So fanden sich entlang der Transekte A, B und C auf den Brachen ehemaliger Weingärten vergleichsweise wenig diverse und schlecht strukturierte Zönosen. Kennzeichnend sind die hohe Abundanz einer dominierenden Art und die Präsenz weniger Vertreter im mittleren Häufigkeitsbereich.

Höchste Dominanzwerte von bis zu 73% (Fläche A) erreicht hier *Amara bifrons*, die allerdings erst ab dem Monat August massenweise auftritt. Auf den Brachflächen B und C folgt *Calathus erratus* als zweite Hauptart mit relativen Häufigkeiten von 11,4 bzw. 16,9%. Ebenfalls dominantes Auftreten zeigen auf der schütterten Glatthaferwiese die gefährdeten Arten *Cryptophonus melancholicus* (11,1%) und *Harpalus picipennis* (10,8%). In dem ruderalen Halbtrockenrasen des Transektes C konnte sich *Pseudophonus rufipes* mit 10,7% der gefangenen Individuen etablieren. Auf den Weingartenbrachen bildet außerdem der psammophile *Harpalus autumnalis* einigermaßen stabile Populationen aus (subdominant auf A und B). Eine große Anzahl von Carabidenarten kommt auf diesen Flächen nur sehr sporadisch vor. Entlang des Transektes C wurden nicht weniger als 16 Arten in jeweils nur einem Individuum gefunden.

Die Gesellschaft des Robinienbestandes ist durch die hohe Populationsdichte von *Pseudophonus rufipes* gekennzeichnet. Diese Art verhält sich mit einem Anteil von 39,3% der gefangenen Laufkäfer eudominant. *Calathus erratus* wird in der Aufforstung durch *Calathus fuscipes* ersetzt, der immerhin einen Dominanzwert von 19,7% erreicht. Wesentliche Rollen in der Zönose spielen noch *Calathus melanocephalus* (5,2%) und *Harpalus tardus* (4,8%). 28 Carabidenspezies treten auf der Untersuchungsfläche D als Begleitarten eher selten auf.

Die strukturell ausgeglichene Käfergesellschaft im untersuchten Gebiet besiedelt den wesentlich älteren Trockenrasen (E). Als einziger Standort weist dieses Stück Sandpuszta keine eudominante Art auf. *Pseudophonus rufipes*, *Calathus erratus*, *Calathus melanocephalus* und *Amara bifrons* erreichen relative Häufigkeiten von ca. 15–20%. Zusammen mit den subdominant auftretenden, *Masoreus wetterhalli*, *Harpalus picipennis* und *Harpalus autumnalis* können also 7 Carabiden als Hauptarten gelten. Bei der Interpretation

sollten allerdings die niedrigen Individuenzahlen (Bsp.: *H. picipennis*; 4 Individuen = 5,8%) berücksichtigt werden.

Diversität

Die für die untersuchten Flächen errechneten Werte verschiedener Diversitätsindizes sind bereits in Tabelle 2 dargestellt. Der Wert des Index nach SHANNON & WEAVER steigt mit der Artenzahl und der Gleichverteilung der Individuen unter den Arten. Trotz vergleichbarem Artenreichtum liegen die Werte für die verbrachten Standorte weit unter jenem der Referenzfläche E. Im Vergleichsmaß der evennes wird der Verteilung der gefangenen Individuen auf die Arten noch stärker Rechnung getragen. Die Zahl drückt die Relation zwischen berechnetem und maximal möglichem Diversitätswert aus (MÜHLENBERG 1993). Die gleichmäßigste Verteilung und strukturell höchste Diversität zeigt mit einem Wert nahe +1 wiederum die Carabidengesellschaft des intakten Trockenrasens.

Eine Darstellung der relativen Artenvielfalt wurde nach dem Modell von LUFF (1996) vorgenommen. Die in Abbildung 4 eingezeichnete Regressionslinie zeigt den Durchschnitt der Diversität im gesamten Untersuchungsgebiet. In den meisten Fällen der gestörten Flächen wurden demnach mehr Individuen gefangen als aufgrund ihrer Artengarnitur zu erwarten war, während ein Großteil der auf Fläche E liegenden Probenpunkte über dem Durchschnitt aufscheinen. Auch nach diesem Modell gilt die Laufkäfergesellschaft des stabileren Lebensraums als relativ diverser als die Zönosen jüngerer Sukzessionsstadien.

Saisonale Aktivität und Effekte der Beweidung

Auf den Sandböden des burgenländischen Seewinkels kann man während etwa neun Monaten Laufkäfer finden. Bei Beginn der Untersuchung im Monat März wurden bereits 61 Individuen aus 15 Carabidenarten nachgewiesen, die ersten Käfer des Jahres dürften ihre Winterquartiere offenbar schon einige Wochen zuvor verlassen haben. Am Ende der Fangsaison im Oktober fanden sich dagegen nur mehr ganz vereinzelt Adulttiere in den Fallen.

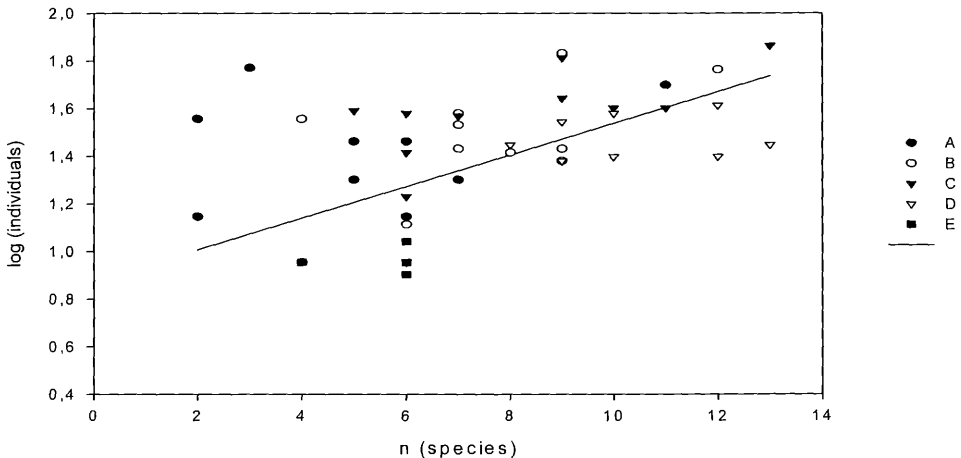


Abb. 4: Relative Diversität nach LUFF (1996). Alle 50 Fänge entlang von fünf Transekten am Podersdorfer Seedamm. – Fig. 4: relative diversity after LUFF (1996). All 50 catches along five transects on the “Podersdorfer Seedamm” area.

Die Aktivität der Tiere scheint vor allem von der Feuchtigkeit des Substrates und damit dem Nahrungsangebot beeinflusst. So sank die Menge der auf den Trockenrasen gesammelten Individuen in den sehr trockenen Monaten Mai und Juni langsam ab, um im niederschlagsreichen Hochsommer ein Maximum zu erreichen. In der Aufforstung (Untersuchungsfläche D) bleibt die Aktivität über die ganze Saison gleichmäßig hoch. Das massenhafte Auftreten von *Amara bifrons* auf den offenen Flächen koinzidiert mit den starken Niederschlägen zu Mitte August, ist aber in erster Linie durch den Lebenszyklus dieser Art zu erklären.

Die Laufkäfergesellschaft am Podersdorfer Seedamm ist im Laufe der Saison einem ständigen Wandel unterworfen. Die meisten Arten zeigen nur ein bis zwei Monate dauernde Aktivitätsmaxima, um dann von anderen Spezies abgelöst zu werden. Bemerkenswert ist, dass die Gesellschaft im Frühjahr von phytophagen Arten dominiert wird, während in den Herbstmonaten die räuberisch lebenden *Calathus*-Arten in den Vordergrund treten.

Die Effekte der Beweidung durch Vieh auf die bodenlebenden Insekten sind schwer zu evaluieren. Bei der vorliegenden Untersuchung konnte entgegen allen Erwartungen kein kurzfristiger negativer Einfluß dokumentiert werden. Während, bzw. nach den Beweidungsphasen wurden auf den betroffenen Flächen weder Rückgänge der Individuenzahlen, noch Abnahmen der absoluten Artenzahlen registriert. Spontane Veränderungen der Artengarnituren konnten angesichts der oben erwähnten Dynamik in der Laufkäfergesellschaft nicht erkannt bzw. nachgewiesen werden. Die möglichen langfristigen Effekte der extensiven Nutzung werden im nächsten Kapitel behandelt.

Habitatansprüche der Arten

Um die Verteilung der Carabidenarten auf die einzelnen Standorte besser zu verstehen, wurden die Habitatansprüche ausgesuchter Arten genauer untersucht. Als Vertreter der Gruppe eurytop-xerophiler Laufkäfer wurde *Pseudophonus rufipes* gewählt, dessen Abundanz zwischen den 50 Fallenpunkten beträchtlich variierte. Die Verteilung der gefangenen Individuen auf die einzelnen Standorte wurde mit dem jeweils ermittelten Grad der Bodendeckung korreliert. Abbildung 5a stellt die Präferenz von *Pseudophonus rufipes* für dicht bewachsene Flächen durch lineare Regression dar. Die Abundanz dieser Art wird zu 26% ($R^2 = 0,262$) von der Bewuchsdichte beeinflusst.

Die Häufigkeit von *Harpalus picipennis*, einem für Sandpionierrasen typischen Laufkäfer hängt hochsignifikant von der Verfügbarkeit an offenem Boden ab. In der linearen Regression werden 24,6% ($R^2 = 0,246$) der Variation durch diesen Faktor erklärt (Abbildung 5b).

Die in Österreich stark gefährdete stenotop-psammophile Art *Cryptophonus melancholicus* ist in noch stärkerem Maße auf freiliegenden Sandboden angewiesen. Diese Abhängigkeit ihres Auftretens wurde mit binär logistischer Regression überprüft. Die Wahrscheinlichkeit, *Cryptophonus melancholicus* im Untersuchungsgebiet anzutreffen ist umso höher, je geringer die Pflanzendeckung ist (Abbildung 6a). In der Analyse wurden 82% der Fälle richtig vorhergesagt, für jedes Prozent mehr an offenem Boden steigt die Wahrscheinlichkeit der Präsenz von *C. melancholicus* um den Faktor 0.91.

Diese Verteilung wurde auch einem U-Test nach MANN-WHITNEY unterzogen und durch Box-Plots dargestellt (Abbildung 6b). Das Maximum ihres Auftretens zeigt die Art bei 50% freier Sandfläche, Standorte mit weniger als 20% werden am Podersdorfer Seedamm nicht frequentiert.

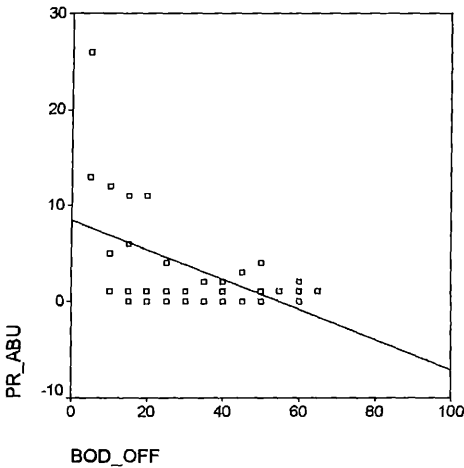


Abb. 5a: Aktivitätsabundanz von *Pseudophonus rufipes* (PR_ABU) in Abhängigkeit vom Anteil offenen Sandbodens (BOD_OFF). – Fig. 5a: activity abundance of *Pseudophonus rufipes* (PR_ABU) in relation to open sandy soil (BOD_OFF).

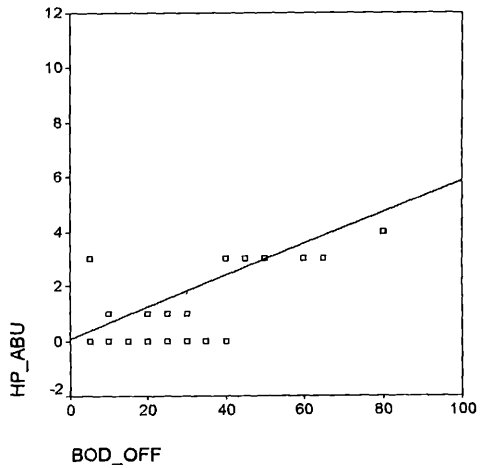


Abb. 5b: Aktivitätsabundanz von *Harpalus picipennis* (HP_ABU) in Abhängigkeit vom Anteil offenen Sandbodens (BOD_OFF). – Fig. 5b: Activity abundance of *Harpalus picipennis* (HP_ABU) in dependance of open sandy soil (BOD_OFF).

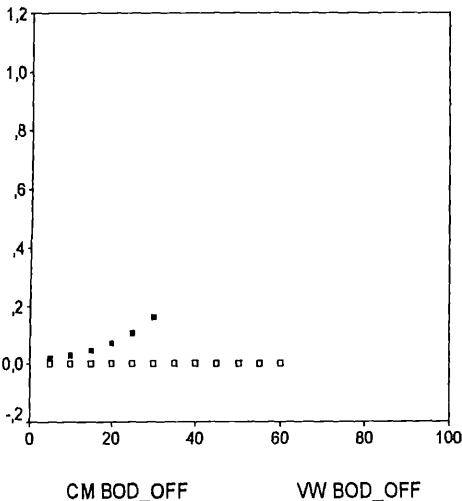


Abb. 6a: Binär-logistische Regression; Vorhergesagte Wahrscheinlichkeit (VW von 0–1) des Auftretens von *Cryptophonus melancholicus* (CM) in Abhängigkeit vom Anteil offenen Sandbodens (BOD_OFF). – Fig. 6a: Binary-logistic regression; Predicted probability (VW fro, 0–1) of occurence of *Cryptophonus melancholicus* (CM) in dependance of open sandy soil (BOD_OFF).

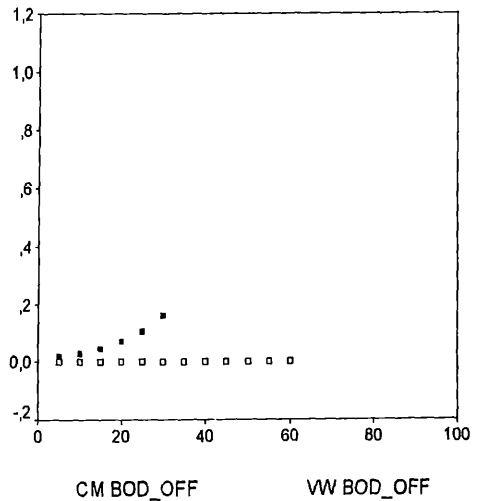


Abb. 6b: Absenz und Präsenz (0/1) von *Cryptophonus melancholicus* (CM) werden durch den Faktor „offener Sandboden“ (BOD_OFF) signifikant beeinflusst. – Fig. 6b: Absence and presence (0/1) of *Cryptophonus melancholicus* (CM) are significantly influenced by the factor “open sandy soil” (BOD_OFF).

Diskussion

Ziel der vorliegenden Untersuchung war, die Laufkäfervergesellschaftungen von Sandlebensräumen am Podersdorfer Seedamm (NP Neusiedler See – Seewinkel) in ihren Zusammensetzungen und Strukturen erstmals zu erfassen. Die Beprobung unterschiedlich entwickelter Brachflächen gerodeter Weingärten, einer Aufforstung mit *Robinia pseudacacia* sowie eines stabilen Halbtrockenrasens sollte sukzessionsökologische Betrachtungen und die Bewertung bereits gesetzter wie zukünftiger Pflegemaßnahmen ermöglichen.

Die für das verhältnismäßig kleine Untersuchungsgebiet hohe Zahl von 63 nachgewiesenen Carabidenarten spiegelt die außergewöhnliche Biodiversität kontinentaler Trockenräume und das große Potenzial der von Hutweiden, Wiesen, Salzseen und landwirtschaftlichen Flächen durchsetzten Landschaft im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel wieder. Die rasche Besiedlung der bis vor etwa zehn Jahren noch intensiv genutzten Sandböden durch spezialisierte, lebensraumtypische Laufkäfer zeugt von einem in der Umgebung persistierenden Artenpool, aus dem für verschiedene Sukzessionsstadien jeweils charakteristische Vertreter rekrutiert werden. Bei Vergrößerung brachliegender Sandflächen ist ein weiterer Anstieg der Artenzahl zu erwarten. FALKE & ASSMANN (1997) fanden in nordwestdeutschen Sandtrockenrasen auf einer Fläche von 17 ha noch keine „gesättigte“ Taxozönose und nehmen eine signifikante Beziehung zwischen Flächengröße und Anzahl stenotoper Carabidenarten an.

Der auf den Untersuchungsflächen A, B und C gefundene Carabidenbestand ist typisch für europäische Sandpioniererrasen. Bereits TIETZE (1973) gelang die Diskriminierung von Artengruppen, die für bestimmte Grünlandgesellschaften diagnostischen Aussagewert besitzen. Die für Sandpioniererrasen charakteristische Carabidenzönose nimmt im Gesamtsystem des Grünlandes eine isolierte Stellung ein und weist weder in ihrem Artenbestand noch in ihrer Struktur engere verwandtschaftliche Beziehungen zu den Trocken-, Halbtrockenrasen oder Fettwiesen bewohnenden Gesellschaften auf. Obgleich die Zönose durch unterschiedliche Vegetationskomplexe und biogeografische Gegebenheiten Modifikationen erfahren kann, lässt sie immer einen Grundbestand erkennen (TIETZE 1973). Wichtige Stellungen in diesem Grundbestand nehmen *Calathus erratus* und *Harpalus picipennis* ein, welche auch auf den hier untersuchten Flächen B und C als Hauptarten auftreten. Auf der leicht verbuschten Untersuchungsfläche A ist *Calathus erratus* hingegen unterrepräsentiert. In der Garnitur der Begleitarten finden sich mit *Amara fulva*, *Masoreus wetterhalli* und *Harpalus tardus* ebenfalls Übereinstimmungen mit TIETZE'S Beobachtungen auf Silbergrasrasen. Eine vergleichbare, aktuelle Arbeit liegt auch von KUGLER (2006) über die Carabidenfauna von Silbergrasbeständen auf ehemaligen Flugsanddünen im östlichen Weinviertel bei Drösing an der March vor. Vier bemerkenswerte, typisch psammophile Arten kommen in beiden Lebensräumen gemeinsam vor: *Amara fulva*, *Cryptophonus melancholicus*, *Masoreus wetterhalli* und als stark gefährdete Leitform *Harpalus picipennis*. Interessanterweise treten auf der von *Arrhenaterum elatius* und *Calamagrostis epigejos* dominierten ruderalen Glatthaferwiese kaum Käferarten aus dem von TIETZE für diesen Vegetationstyp definiertem Bestand auf. Problematisch ist die Interpretation der hohen Dominanz von *Amara bifrons* auf allen Brachen. Diese aus den östlichen Steppengebieten stammende und in Mitteleuropa sandige Kulturböden besiedelnde Art war möglicherweise schon in den Weingärten präsent. *Pseudophonus rufipes* ist vermutlich im gesamten Gebiet verbreitet und strahlt vor allem aus günstigeren Lebensräumen wie Aufforstungen, Hecken und Kulturflächen störend in die dünnen Sandflächen ein.

Die Laufkäfervergesellschaftung des kleinen Abschnittes der Seewinkler „Schwingel Puszta“ weist sowohl Elemente der Sandpioniererasen als auch nährstoffreicherer Halbtrockenrasen auf. Insbesondere unter den Begleitarten treten mit *Panageus bipustulatus*, *Leistus ferrugineus* und *Badister bullatus* Carabiden auf, die von TIETZE (1973) als typische Halbtrockenrasenbewohner eingestuft wurden.

Die Beobachtungen zeigen, dass sich die Laufkäfer am Podersdorfer Seedamm in erster Linie am Substrat orientieren. Der Humusgehalt ist äußerst niedrig, die Nährstoffversorgung dementsprechend gering und die Tätigkeit von Mikroorganismen unbedeutend. Die Wasserversorgung der oberen Bodenschichten hängt weitgehend von Niederschlägen ab, die Pflanzendecke weist keinen Narbenschluss auf.

Dieser Faktorenkomplex schafft den Käfern Lebensbedingungen, welche durch unterschiedlichen Pflanzenbewuchs nur indirekt beeinflusst werden. Viel mehr wird ihre Verteilung in einem Mosaik verschiedener Vegetationseinheiten von den durch diese mitgeschaffenen und gekennzeichneten Raumstrukturen und ökoklimatischen Faktoren an den Mikrostandorten bestimmt (SCHNEIDER 1976). So steht die hier in der Sandpuszta (*Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae*) gefundene Artengarnitur jener einer dänischen Silbergrasflur (*Corynephorretum cladonietosum*) auf Sand (TIETZE 1973) weit näher, als einem von KADAR & SZEL (1993) in einem ungarischen Trockenrasen (*Festuco-Brometum pannonici*) auf Kalkboden gesammelten Carabidenbestand. In der ersten Entwicklungsphase von Sandbrachen hängt die Verteilung der Laufkäfer also zu einem großen Teil von physikalisch-morphologischen Faktoren ab. Der für lückige Sandböden charakteristische Artenbestand ist nicht unbedingt mit einer bestimmten Pflanzengesellschaft zu assoziieren.

Die Verteilung der Arten innerhalb der untersuchten Flächen wird unter anderem von der Verfügbarkeit offenliegenden Sandbodens bestimmt. Wie bereits gezeigt, korreliert die Präsenz bestimmter stenotoper Laufkäfer signifikant mit dem punktuell erfassten Anteil freier Sandfläche. Der in Österreich stark gefährdete *Cryptophonus melancholicus* ist meist an Standorten mit mindestens 40% offenem Boden anzutreffen, wo auch *Harpalus picipennis* (Rote Liste: 4) das Maximum seines Auftretens präsentiert (Abbildungen 7, 8). Diese für Sandböden typische Art zeigt allerdings höhere Toleranz gegenüber dichter bewachsenen Flächen. *Harpalus picipennis* könnte eine Leitart für zukünftige Untersuchungen darstellen. Tritt er in Sandpioniererasen nicht auf, ist eine Störung der charakteristischen Laufkäfergesellschaft anzunehmen.

Bei der Besiedlung offen liegender Sandflächen spielen innerhalb den Arthropoden neben Hymenopteren und Raubfliegen (*Asilidae*) vor allem die epigäisch lebenden Laufkäfer (*Carabidae*) und Spinnen (*Lycosidae*) eine herausragende Rolle. Der schwache Raumwiderstand in Bodennähe kommt der Bewegungsweise dieser raschen epigäischen Räuber entgegen. Geringer Feind- und Konkurrenzdruck lässt vor allem die Carabiden verhältnismäßig rasch starke Populationen aufbauen. Ähnliche ökologische Nischen realisierende Gruppen wie Kurzflügler (*Staphylinidae*), Raubwanzen (*Reduviidae*) und Hundertfüßer (*Chilopoda*) können sich erst bei Ausbildung einer dichteren Grasnarbe auf dem nährstoffarmen Sandboden etablieren. Gleiches gilt für viele Ameisenarten (*Formicidae*) (HEJKAL 1985).

Die Beobachtungen zeigen, dass Abundanz, Dominanz und richness unter den Carabiden der lückigen Weingartenbrachen höhere Werte erreichen, als im länger bestehenden Trockenrasen. HEJKAL findet den größten Artenreichtum von Laufkäfergesellschaften

bei primärer Sukzession ebenfalls bereits in den Initialstadien, während die strukturelle Diversität in den ersten 20 Jahren stetig zunimmt

Bei Betrachtung der Vegetation ist im Untersuchungsgebiet Podersdorfer Seedamm kein Trend zur Ausbildung echter Sandpioniererrasen festzustellen. Die älteren Brachen weisen Ruderalgesellschaften auf und die Trockenrasenentwicklung ist unterbunden, was in erster Linie auf die limitierten Verbreitungsbedingungen zurückzuführen ist. Die extensive Beweidung durch Rinder hat sich als adäquates Mittel erwiesen, den Austausch zwischen den isolierten Restflächen zu gewährleisten, wobei der Sameneintrag durch Kuhfladen und Bodensubstrat in den Hufen erfolgt (KORNER, TRAXLER & WRBKA 2000).

Obwohl die artenarmen Reitgrasbestände (*Calamagrostis epigejos*) durch die Beweidung bisher kaum zurückgedrängt werden konnten, sollte am Podersdorfer Seedamm versucht werden, offene Pionierstandorte durch intensiven Beweidungsdruck zu erhalten. Frühere Studien belegen, dass bei der Wiederaufnahme von Beweidung große Verluste an Insekten unvermeidbar sind (BAKKER 1989; HABELER 1992) und fordern Ruhejahre sowie abgezaunte Ausgleichsflächen. Die kurzfristigen negativen Effekte auf epigäische Arthropoden konnten in der vorliegenden Untersuchung nicht festgestellt werden. Eine mögliche Erklärung liegt in der Lebensweise von unter extremen Bedingungen lebenden Laufkäfern. Um den hohen Tagestemperaturen auszuweichen, verlegen viele spezialisierte Arten ihre Aktivität in die Nacht (HEJKAL 1985), während der die Herde die Koppel aufsucht. Zudem können die durchwegs kleinen Arten im relativ weichen Sandboden auch intensivem Betritt vermutlich gut begegnen.

Langfristig sollte die freie Hutung von Rindern am Podersdorfer Seedamm ein Fortbestehen von sandigen Pionierstandorten sichern, welche für das Überleben seltener und gefährdeter Carabidenarten absolut notwendig sind. Erfolgt diese Störung zyklisch zu vergleichbaren Zeitpunkten im Jahr, ist auch eine weitere Stabilisierung der Gesellschaften anzunehmen. Jüngere Weingartenbrachen sollten möglichst bald in den Weidezyklus einbezogen werden, um ein Aufkommen von Ruderalvegetation zu verhindern und möglichst große offene Sandflächen zu erhalten. Ein sukzessiver Ausstieg aus der landwirtschaftlichen Nutzung fördert die Artenvielfalt durch die Ausbildung eines Mosaiks unterschiedlicher Sukzessionsstadien. Mit weiterer Stilllegung und Rodung von Weingärten im Bereich Illmitz-Hölle könnte der Podersdorfer Seedamm eines Tages als Viehtrift genutzt werden, um die Weideflächen am Zicksee mit den Zitzmannsdorfer Wiesen zu verbinden.

Die Seltenheit naturnaher Sandhabitats in Österreich und die hohe Zahl der an sie gebundenen gefährdeten Tier- und Pflanzenarten legen besondere Schutz- und Pflegemaßnahmen nahe. Im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel bietet sich am Podersdorfer Seedamm die Möglichkeit, solche Lebensräume zu restituieren und langfristig zu erhalten.

Literatur

- AUER, B. & DICK, G. (1994) Der See und die Lacken – Ein limnologischer Überblick, in: DICK, G. et al.: Ramsar-Gebiet Neusiedler See – Seewinkel – Vogelparadies mit Zukunft? 45–70, Umweltbundesamt, Wien.

- BAKKER, J. P. (1989) *Nature Management by Grazing and Cutting*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London.
- BALDI, A. (1990) Species richness, abundance and diversity of beetles (Coleoptera) in relation to ecological succession. *Folia Entomol. Hung.* LI, 17–24, Rovartani Közlemények.
- BÜHL, A. & ZÖFEL, P. (1999) *SPSS-Version 8 – Einführung in die moderne Datenanalyse unter Windows*. Addison Wesley Longman Verlag, München.
- BUNZEL-DRÜKE, M. (1997) Großherbivore und Kulturlandschaft. *Schr.reihe. Landschaftspflege Natursch.* 54: 109–128.
- BUNZEL-DRÜKE, M., DRÜKE, J. & VIERHAUS, H. (1995) Wald, Mensch und Megafauna – Gedanken zur holozänen Naturlandschaft in Westfalen. *LÖBF-Mitteilungen* 4/95: 43–51.
- BURMEISTER, F. (1939) *Biologie, Ökologie und Verbreitung der europäischen Käfer auf systematischer Grundlage, I. Band: Aephaga*. Hans Goecke & Evers Verlag, Krefeld.
- ELLMAUER, T. & MUCINA, L. (1993) *Molinio-Arrhenatheretea*, in: *Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I*, Fischer Verlag, Jena: 297–385.
- ENGELMANN, H. D. (1978) Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. *Pedobiologia* 18: 378–380.
- FALKE, B. & ASSMANN, T. (1997) Die Laufkäferfauna unterschiedlich großer Sandtrockenrasen in Niedersachsen (Coleoptera: Carabidae). *Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Entomol. Giessen* 11: 115–118.
- FINCK, P., RIECKEN, U. & SCHRÖDER, E. (2000) Pasture Landscapes and Nature Conservation – New strategies for the preservation of open landscapes in Europe, In: REDECKER, B., FINCK, P., HÄRDLE E, W., RIECKEN, U. & SCHRÖDER, E. (Eds.) *Pasture Landscapes and Nature Conservation*. Springer, Berlin–Heidelberg–New York, 423–433.
- FRANZ, H. (1994) Rote Liste der in Österreich gefährdeten Käferarten (Coleoptera) – Hauptteil, In: GEPP, J. (1994) *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs*. Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien: 85–122.
- FREUDE, H. HARDE, K. W. & LOHSE, G. A. (1976) *Die Käfer Mitteleuropas, Band 2: Aephaga* 1. Goecke & Evers Verlag, Krefeld.
- HABELER, H. (1992) Wiesen als Lebensraum für Schmetterlinge und die Probleme ihrer Erhaltung. Aktuell, Österreichischer Naturschutzbund, Landesgruppe Burgenland 7: 5–7.
- HEJKAL, J. (1985) The development of a carabid fauna (Coleoptera: Carabidae) on spoil banks under conditions of primary succession. *Acta Entomol. Bohem.* 82: 321–346.
- HOMAYOUN, M. (1997) Sedimentpetrographische und geochemische Bearbeitung von Sedimentproben. Unveröffentlichte Untersuchung, Geologische Bundesanstalt, Wien.
- HURKA, K. (1996) Carabidae of the Czech and Slovak Republics. *Vit Kabourek, Zlín*.
- LINDROTH, C., H. (1943) Die fennoskandischen Carabidae – Eine tiergeographische Studie, Spezieller Teil. Göteborgs Kungl. Vetenskaps – och Vitterhets – Samhälles Handlinger, Göteborg
- KADAR, F. & SZEL, G. (1993) Analysis of the distribution of ground beetles in different habitats of the Nagy-szénás Nature Reserve (Coleoptera: Carabidae). *Folia Entomol. Hung.* LIV: 65–73, Rovartani Közlemények.
- KAMPF, H. (1999) Beweidung in den Niederlanden. *ABU-Info* 24: 36–53.
- KOHLER, B., RAUER, G. & WENDELIN, B. (1994) Landschaftswandel, In: DICK, G. et al.: *Ramsar-Gebiet Neusiedler See – Seewinkel – Vogelparadies mit Zukunft ?* 21–32, Umweltbundesamt, Wien.
- KOO, A., J. (1994) Pflegekonzept für die Naturschutzgebiete des Burgenlandes. *BFB-Bericht* 82, Biologisches Forschungsinstitut für Burgenland.

- KORNER, I. TRAXLER, G. & WRBKA, T. (2000) Vegetationsökologisches Beweidungsmonitoring – Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel 1990–1998. BFB-Bericht 88, Biologische Station Neusiedler See, Biologisches Forschungsinstitut für Burgenland, Illmitz.
- KUGLER, K. (2006): Ground beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae) in a drift sand area system in Drösing an der March (Lower Austria) after restoration management. Diplomarbeit Univ. Wien: 1–46.
- LUFF, M. L. (1996) Environmental assessments using ground beetles (Carabidae) and pitfall traps, In: EYRE, M. D.: Environmental Monitoring, Surveillance and Conservation using Invertebrates. 33–35, Newcastle upon Tyne, EMS Publications.
- LUFF, M. L., EYRE, M. D. & RUSHTON, S. P. (1989) Classification and ordination of habitats of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in north-east England. *Journal of Biogeography* 16: 121–130.
- MILASOWSKY, N. & ZULKA, K., P. (1998) Habitat requirements and conservation of the “flagship species” *Lycosa singoriensis* (Laxmann 1770) (Araneae: Lycosidae) in the National Park Neusiedler See – Seewinkel (Austria). *Z. Ökol. Natursch.* 7: 111–119, Fischer Verlag, Jena.
- MUCINA, L. (1993) *Artemisietea vulgaris*, In: MUCINA, L., GRABHERR, G. & ELLMAUER, T. (Hrsg.): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I, 169–198. Fischer Verlag, Jena.
- MUCINA, L. (1993) *Galio-Urticetea*, In: MUCINA, L., GRABHERR, G. & ELLMAUER, T. (Hrsg.): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I, 203–244. Fischer Verlag, Jena.
- MUCINA, L. & KOLBEK, J. (1993) *Festuca-Brometea*, In: MUCINA, L., GRABHERR, G. & ELLMAUER, T. (Hrsg.): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I, 420–492. Fischer Verlag, Jena.
- MÜHLENBERG, M. (1993) *Freilandökologie*. 3. überarbeitete Auflage, UTB Quelle und Meyer Verlag, Heidelberg.
- PIENKOWSKI, M. W., BIGNAL L, E. (1999) The historical and contemporary importance of herbivores for biodiversity. *European Forum on Nature Conservation and Pastoralism*, Occasional Publication 21.
- RIECKEN, U. (2001) Neue Konzepte des Naturschutzes zum Erhalt von Offenlandschaften – Fachlicher Hintergrund und praktische Umsetzung am Beispiel halboffener Weidelandschaften, Wildnisgebieten und Redynamisierung, In: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (ed): *Fließgewässerdynamik und Offenlandschaften – vom 13.–15. März 2001 in Kulmbach, Augsburg*, Selbstverlag.
- ROETZEL, R. (1997) Analyse ausgewählter Sedimentproben. Geologische Bundesanstalt, Ber. für das Umweltbundesamt, unveröffentlicht.
- SAUTTER, R. (1994) Das Samenpotential des Bodens im Naturschutzgebiet „Pflege Schönau-Galgenbuckel“. In ROHDE, U. (1994): *Die Sandhausener Dünen – Naturkundliche Beiträge zu den Naturschutzgebieten „Pferdstrieb“ und „Pflege Schönau-Galgenbuckel“* Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege in Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- SCHNEIDER, E. A. (1976) Untersuchungen über die Arthropodenfauna xerothermer Standorte im südsiebenbürgischen Hügelland, III: Die Carabidenfauna eines Südhanges und angrenzender Habitate im Hügelland Südsiebenbürgens. *Stud. comunicari* 20: 209–253, Sibiu.
- SCHUSTER, B. (1977) Trockenrasen im Burgenland. BFB-Bericht 19, Biologische Station Neusiedler See, Biologisches Forschungsinstitut für Burgenland, Illmitz.
- SCHWABE, A. et al (2000) Inland Sand Ecosystems: Dynamics and restitution as a consequence of the use of different grazing systems, In: REDECKER, B., FINCK, P., HÄRDLE, W., RIECKEN, U. & SCHRÖDER, E. (Eds.) *Pasture Landscapes and Nature Conservation*. Springer, Berlin–Heidelberg–New York.
- SOUTHWOOD, T. R. E. (1978) *Ecological Methods*, 2. Ed. Chapman & Hall, London.

TIETZE, F. (1973) Zur Ökologie, Soziologie und Phänologie der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) des Grünlandes im Süden der DDR., I. Die Carabiden der untersuchten Lebensorte. *Hercynia*, N. F. 10: 3–76.

TIETZE, F. (1973) Zur Ökologie, Soziologie und Phänologie der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) des Grünlandes im Süden der DDR., III. Die diagnostisch wichtigen Artengruppen des untersuchten Grünlandes. *Hercynia*, N. F. 10: 243–263.

VERA, F. W. (2000) *Grazing ecology and forest history*. CAB International, Wallingford.

WIESBAUER, H. & MAZUCCO, K. (1999) *Sandlebensräume in Österreich und ihre Bedeutung für Stechimmen*. Umweltbundesamt, Wien.

WIESBAUER, H. & MAZUCCO, K. (1997) *Dünen in Niederösterreich – Ökologie und Kulturgeschichte eines bemerkenswerten Landschaftselements*. Fachber. NÖ. Landschaftsfonds 6/97, St. Pölten.

Anschrift:

Mag. Stefan AGNEZY, Montredon, F-48500 Laval-du-Tarn, Frankreich,
E-Mail: stefan_agnezy@yahoo.com

Anhang

Tab. A1: Alphabetisch geordnete Liste der im Untersuchungsgebiet „Podersdorfer Seedamm“ nachgewiesenen Laufkäferarten mit jeweils gefangenen Individuen pro Transekt. Stenotope Arten sind fett, psammophile unterstrichen ausgewiesen. – Tab. A1: List of Carabid species from the research area “Podersdorfer Seedamm” in alphabetical order, including all collected individuals per transect. Stenotopic species are marked in bold, psammophilous are underlined.

Spezies (Coleoptera:Carabidae)	Ökologische Valenz und -Präferenz	A	B	C	D	E	ges.
<i>Acupalpus elegans</i> Dejean, 1829	stenotop-halobiont-ripicol	0	1	0	0	0	1
<i>Acupalpus meridianus</i> (Linnaeus, 1761)	eurytop-hygrophil	0	1	0	0	0	1
<i>Agonum lugens</i> (Duftschmid, 1812)	stenotop-hygrophil-paludicol	0	0	0	3	0	3
<i>Amara anthobia</i> A. et G. B. Villa, 1833	eurytop-thermophil	0	0	0	6	0	6
<i>Amara aulica</i> (Panzer, 1797)	eurytop-hygrophil	0	0	0	1	0	1
<u><i>Amara bifrons</i></u> (Gyllenthal, 1810)	eurytop-psammophil	204	179	222	8	7	620
<i>Amara consularis</i> (Duftschmid, 1812)	stenotop-xerophil	0	0	1	0	0	1
<i>Amara convexiuscula</i> (Marsham, 1802)	eurytop-halotolerant	0	0	1	0	0	1
<i>Amara famelica</i> Zimmermann, 1832	eurytop-hygrophil	0	0	1	0	0	1
<i>Amara familiaris</i> (Duftschmid, 1812)	eurytop-xerophil	2	0	0	0	0	2
<u><i>Amara fulva</i></u> (O.F. Müller, 1776)	eurytop-psammophil	0	2	0	0	1	3
<i>Amara lucida</i> (Duftschmid, 1812)	eurytop-xerophil	0	0	0	0	1	1
<i>Amara nitida</i> (Sturm, 1825)	eurytop	2	2	2	2	0	8
<i>Amara plebeja</i> (Gyllenthal, 1810)	eurytop-xerophil	0	0	1	0	0	1
<i>Anisodactylus poeciloides</i> (Stephens, 1828)	stenotop-halobiont-ripicol	0	0	5	1	0	6
<i>Badister bullatus</i> (Schränk, 1798)	eurytop-hygrophil	0	0	0	3	1	4
<i>Badister collaris</i> Motschulsky, 1844	eurytop-hygrophil	0	0	0	1	0	1
<i>Bembidion fumigatum</i> (Duftschmid, 1812)	stenotop-halobiont-ripicol	0	0	0	0	1	1
<i>Brachinus crepitans</i> (Linnaeus, 1758)	stenotop-thermophil	0	0	0	0	1	1
<u><i>Calathus ambiguus</i></u> (Paykull, 1790)	stenotop-psammophil	2	6	5	1	2	16

Spezies (Coleoptera:Carabidae)	Ökologische Valenz und -Präferenz	A	B	C	D	E	ges.
<i>Calathus erratus</i> (C.R. Sahlberg, 1827)	eurytop-xerophil	6	40	71	7	12	136
<i>Calathus fuscipes</i> (Goeze, 1777)	eurytop-xerophil	2	0	1	57	0	60
<i>Calathus melanocephalus</i> (Linnaeus, 1758)	eurytop-xerophil	2	2	11	15	9	39
<i>Calathus mollis</i> (Marsham, 1802)	eurytop-psammophil	0	1	1	0	0	2
<i>Chlaenius tristis</i> (Schaller, 1783)	eurytop-hygrophil	0	0	0	1	0	1
<i>Cryptophonus melancholicus</i> (Dejean, 1829)	stenotop-psammophil	8	39	7	0	0	54
<i>Dyschirius extensus</i> Putzeys, 1846	stenotop-halobiont-ripicol-terricol	0	0	1	0	0	1
<i>Dyschirius gibbifrons</i> Apfelbeck, 1899	stenotop-halotolerant-ripicol-terricol	0	0	0	1	0	1
<i>Dyschirius salinus</i> Putzeys, 1846	eurytop-halobiont-ripicol-terricol	0	0	1	0	0	1
<i>Dyschirius strumosus</i> Erichson, 1837	stenotop-halotolerant-ripicol-terricol	1	1	0	0	2	4
<i>Harpalus aeneus</i> (Fabricius, 1775)	eurytop-heliophil-xerophil-campicol	3	0	4	0	0	7
<i>Harpalus anxius</i> (Duftschmid, 1812)	eurytop-xerophil	0	1	0	0	0	1
<i>Harpalus autumnalis</i> (Duftschmid, 1812)	eurytop-psammophil	9	17	4	0	3	33
<i>Harpalus distinguendus</i> (Duftschmid, 1812)	eurytop-xerophil	1	0	0	0	0	1
<i>Harpalus flavicornis</i> (Dejean, 1829)	eurytop-xerophil	2	0	0	0	0	2
<i>Harpalus froelichi</i> Sturm, 1818	eurytop-psammophil-thermophil	0	1	0	0	0	1
<i>Harpalus luteicornis</i> (Duftschmid, 1812)	eurytop-xerophil	0	0	0	1	0	1
<i>Harpalus picipennis</i> (Duftschmid, 1812)	stenotop-psammophil	27	38	25	1	4	95
<i>Harpalus rubripes</i> (Duftschmid, 1812)	eurytop-xerophil	1	0	0	0	0	1
<i>Harpalus serripes</i> (Quensel, 1806)	eurytop-xerophil	0	3	2	2	0	7
<i>Harpalus tardus</i> (Panzer, 1797)	eurytop-xerophil-phytodetriticol	0	3	1	14	2	20
<i>Leistus ferrugineus</i> (Linnaeus, 1758)	Eurytop	0	1	0	4	2	7
<i>Leistus rufomarginatus</i> (Duftschmid, 1812)	eurytop-hygrophil-silviphil	0	0	0	1	0	1
<i>Licinus cassideus</i> (Fabricius, 1792)	stenotop-thermophil	0	0	0	1	0	1
<i>Masoreus wetterhalli</i> (Gyllenthal, 1813)	stenotop-psammophil	1	0	1	1	5	8
<i>Notiophilus palustris</i> (Duftschmid, 1812)	eurytop-hygrophil-praticol-phytodetriticol	0	0	0	2	0	2
<i>Olistophus sturmi</i> (Duftschmid, 1812)	stenotop-thermophil	0	0	0	2	0	2
<i>Omophron limbatum</i> (Fabricius, 1776)	stenotop-hygrophil-ripicol-arenicol	0	1	0	0	0	1
<i>Oodes gracilis</i> A. et G. B. Villa, 1833	stenotop-hygrophil-paludicol	0	2	1	0	1	4
<i>Oodes helopoides</i> (Fabricius, 1792)	eurytop-hygrophil-paludicol	0	0	0	1	0	1
<i>Ophonus rufibarbis</i> (Fabricius, 1792)	eurytop-xerophil-phytodetriticol	0	0	0	3	0	3
<i>Panageus bipustulatus</i> (Fabricius, 1775)	stenotop-heliophil	0	0	1	6	0	7
<i>Parophonus maculicornis</i> (Duftschmid, 1812)	stenotop-thermophil	0	0	0	0	1	1
<i>Pogonus luridipennis</i> (Germar, 1822)	stenotop-halobiont-ripicol	0	0	1	0	0	1
<i>Pseudophonus rufipes</i> (De Geer, 1774)	eurytop-xerophil-campicol	2	5	45	114	10	176
<i>Pterostichus cursor</i> (Dejean, 1828)	stenotop-halotolerant-ripicol	1	1	1	0	0	3
<i>Pterostichus elongatus</i> (Duftschmid, 1812)	stenotop-hygrophil-paludicol	1	1	1	1	0	4
<i>Pterostichus macer</i> (Marsham, 1802)	eurytop-pholeophil-terricol	0	1	0	4	0	5
<i>Pterostichus melanarius</i> (Illiger, 1798)	eurytop-hygrophil	0	1	0	2	0	3

Spezies (Coleoptera:Carabidae)	Ökologische Valenz und -Präferenz	A	B	C	D	E	ges.
<i>Pterostichus minor</i> (Gyllenthal, 1827)	eurytop-hygrophil-paludicol	0	0	0	0	1	1
<i>Stenolophus mixtus</i> (Herbst, 1784)	eurytop-hygrophil-halotolerant-paludicol	0	0	1	5	1	7
<i>Syntomus obscuroguttatus</i> (Duftschmid, 1812)	eurytop, thermophil, xerophil	0	0	0	1	1	2
<i>Trechus quadristriatus</i> (Schrank, 1781)	eurytop-troglophil-synanthrop	3	1	0	17	1	22

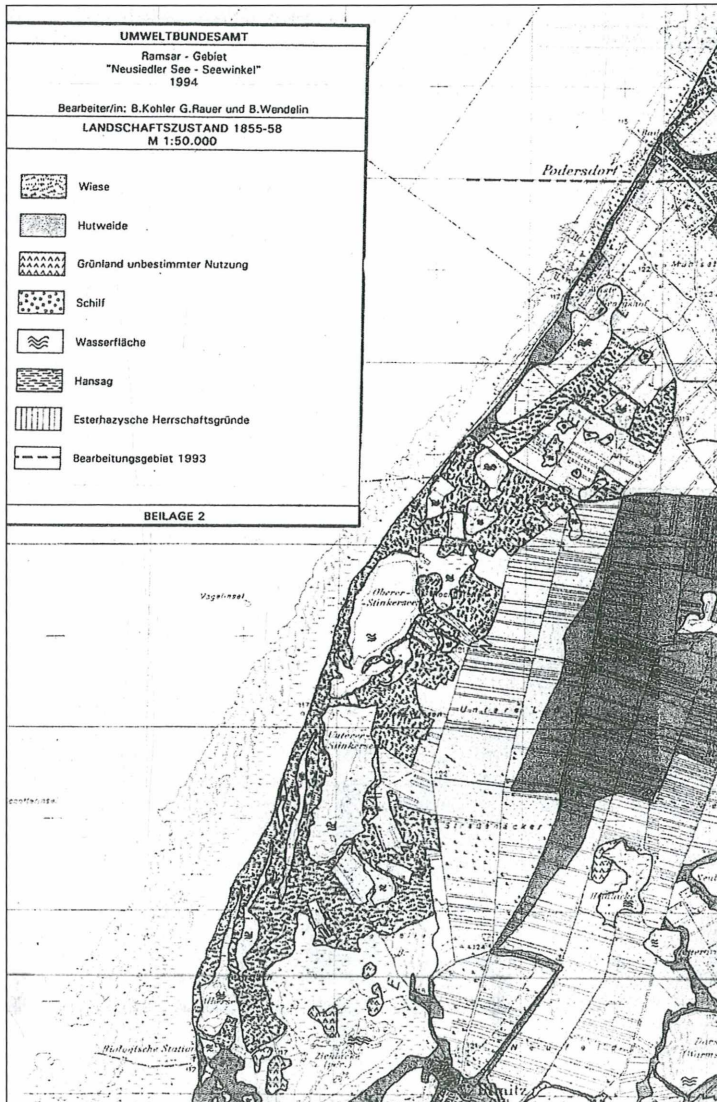


Abb. A1: Landschaftsformen im Bereich des Untersuchungsgebietes „Podersdorfer Seedamm“ um 1855–58. – Fig. A2: Landscape around the research area “Podersdorfer Seedamm” in 1855–58.

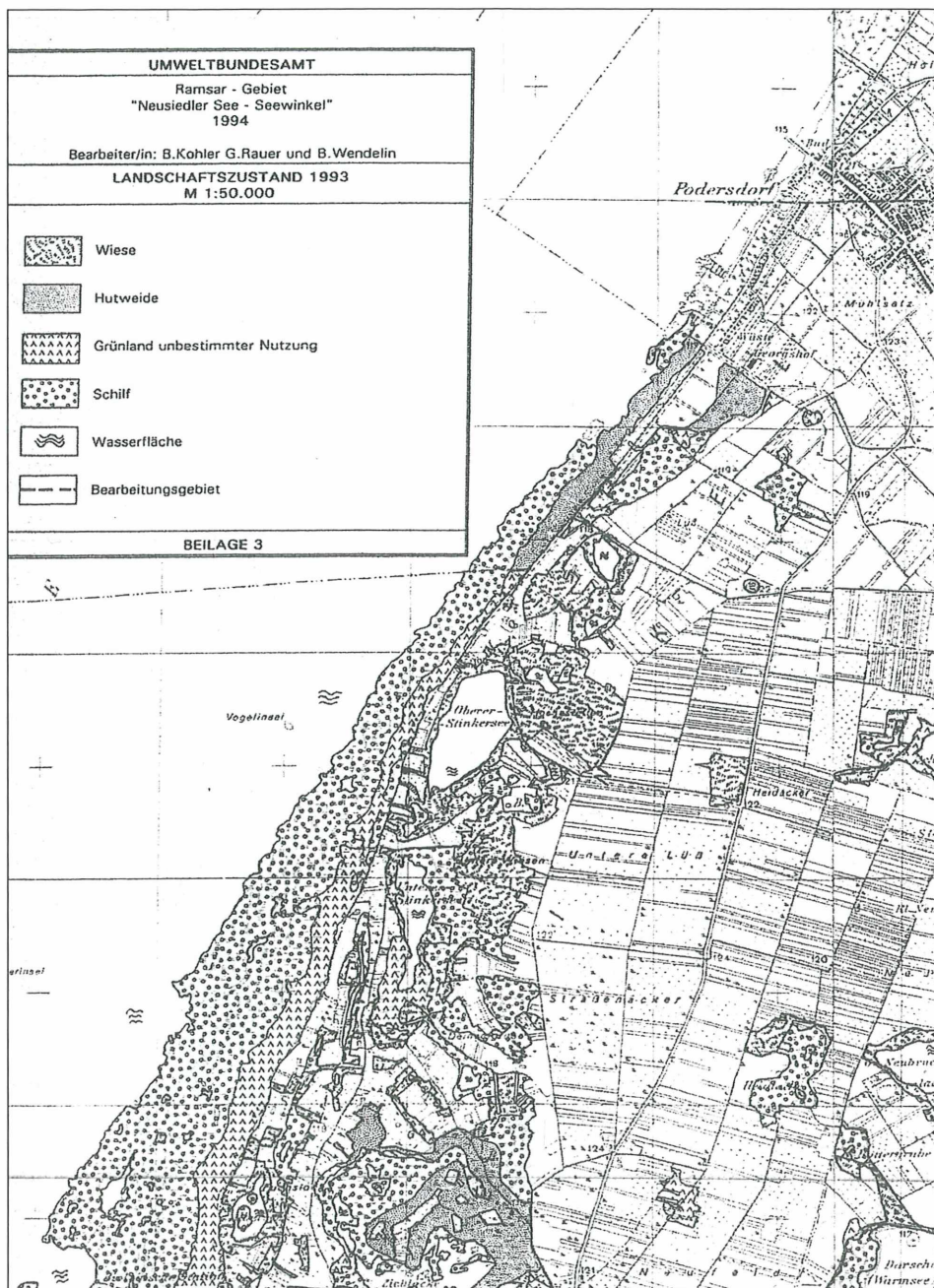


Abb. A2: Landschaftsformen im Bereich des Untersuchungsgebietes „Podersdorfer Seedamm“ 1993. – Fig. A2: Landscape around the research area “Podersdorfer Seedamm” 1993.