

Notizen zur Wanzenfauna (Insecta, Heteroptera) im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel und Anmerkungen zu deren Eignung als Indikator von Pflegemaßnahmen

Wolfgang RABITSCH

Im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel wurden an mehreren Standorten mit unterschiedlichem Beweidungsregime die Wanzenzönosen (Insecta, Heteroptera) entlang von Transekten von Halbtrockenrasen über wechselfeuchtes Grünland zu den Lackenrändern untersucht. Die Artenzusammensetzung wird durch abiotische Faktoren geprägt, die die Auswirkungen der Beweidung überlagern. Aufgrund des geringen Probenumfangs sind keine gesicherten Aussagen zu den Auswirkungen der Beweidung möglich. Positive Auswirkungen kontinuierlicher Beweidung auf gefährdete Arten sind zu vermuten. Wanzen werden als Indikatorengruppe für ein zukünftiges Monitoring der Pflegemaßnahmen im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel empfohlen.

RABITSCH W., 2008: Notes on the True bugs (Insecta, Heteroptera) in the National Park Lake Neusiedl – Seewinkel and comments about their suitability as indicators for a habitat management (Austria). True bugs were sampled along a transect from dry grassland to humid grassland to salt marshes at six locations in the national park Lake Neusiedl–Seewinkel with different grazing regimes. Distribution of Heteroptera species is governed by edaphic conditions (sandy and salty soils) and occurrence of food plants. Due to limited sampling size, no significant differences were found between different grazing regimes. However, percentage of endangered species at the salt marshes was four times higher than at the other sites. The results indicate that continuous grazing favours endangered species. Heteroptera are recommended as indicators of conservation management (mowing, grazing) in the area of the national park Lake Neusiedl–Seewinkel in future monitoring studies.

Keywords: Heteroptera, National Park Lake Neusiedl – Seewinkel, faunistics, salt marshes, grazing

Einleitung

Die geographische Lage am Westrand der Kleinen Ungarischen Tiefebene und damit der pannonischen Provinz, die klimatischen, geologischen und orographischen Gegebenheiten, aber auch die erst in vergleichsweise jüngerer Zeit begonnene Intensivierung der Landschaft machen den Seewinkel zu einem einzigartigen Naturerbe Österreichs (z. B. LÖFFLER 1982, DICK et al. 1994, OBERLEITNER et al. 2006). Die Verantwortung zum Schutz dieser Vielfalt wurde durch Ernennung zum Biosphärenreservat (1977), Ramsar-Gebiet (1983) und mit der Errichtung des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel im Jahr 1992 wahrgenommen. Der Erhalt der bedrohten, einzigartigen sekundären Steppenlandschaft und ihrer Bewohner macht es erforderlich Pflegemaßnahmen zu setzen, um gebietscharakteristischen Arten ein dauerhaftes Überleben zu ermöglichen. Neben der Sorge um den Wasserhaushalt des Gebietes gilt es besonders die zunehmende Verbuschung durch die Aufgabe traditioneller Landnutzungsformen hintanzuhalten.

Als Folge der von abiotischen Faktoren geprägten Standorte lassen sich auf kurzer Strecke entlang eines Feuchte- und Salz-Gradienten (meist auf leicht unterschiedlichen Niveaus) mehrere Teillebensräume unterscheiden: Trockenrasen, wechselfeuchte Wiesen und Weiden und die Salzlackenränder. Große Teile dieser Landschaft wurden seit Jahrhunderten

als Hutweide genutzt, bis etwa Mitte des 20. Jahrhunderts aus wirtschaftlichen Motiven die Beweidung im Seewinkel großflächig aufgegeben wurde. Nur wenige Teilbereiche wurden seither durchgehend beweidet (z. B. Podersdorfer Pferdekoppel). In den 1980er-Jahren erfolgte eine Wiederaufnahme der Beweidung in mehreren Gebieten, die mit der Gründung des Nationalparks erweitert wurde.

Charakteristisch für den traditionellen Hutweidebetrieb war die zeitlich und räumlich wechselnde Intensität der Nutzung durch die hohe Mobilität des Viehs (KÖHLER et al. 1994). Eine Wiederherstellung dieser traditionellen Bewirtschaftung ist jedoch nicht möglich und an die aktuellen Bedürfnisse der Nutzer und die veränderten Rahmenbedingungen der Landschaft anzupassen (BIERINGER 2008, dieser Band).

Seit 1990 wird im Nationalpark ein vegetationsökologisches Monitoring an Dauerbeobachtungsflächen durchgeführt, in dem die Auswirkungen unterschiedlicher Weidevieharten auf verschiedene Biotoptypen untersucht werden (KÖRNER et al. 1999). Über die Veränderung der Zusammensetzung und der Bestandeszahlen der Brutvögel liegen zahlreiche Informationen vor (vgl. DICK et al. 1994). Seit 2001 werden zusätzliche Weideflächen durch ein entomologisches Monitoring auf Weide- und Brachflächen in diese Untersuchungen einbezogen. In diesem Rahmen soll die vorliegende Arbeit erste Anhaltspunkte für zukünftige Untersuchungen über die Auswirkungen der Beweidung auf die Wanzenzönosen im Seewinkel geben.

Beweidung gilt generell als eine geeignete Pflegemaßnahme an anthropogen geschaffenen Standorten mit dem Ziel eine Sukzession in Richtung Vergrasung und Verbuschung von Offenland-Standorten zu stoppen oder zu verzögern. Während positive Auswirkungen von extensiven Bewirtschaftungsmaßnahmen auf Pflanzengesellschaften meist bestätigt werden (z. B. KÖRNER et al. 1999, KAHMEN et al. 2002), sind die Auswirkungen auf die Insektenwelt differenzierter zu betrachten. Es liegen sowohl positive, neutrale, aber auch negative Befunde vor (z. B. MORRIS 1967, BORNHOLDT 1991, GIBSON et al. 1992, SCHÄFER 1993, KOTT 1995, KRUESS & TSCHARNTKE 2002). Ein Grund für die unterschiedlichen Auswirkungen liegt in der enormen Vielfalt an Lebensweisen selbst innerhalb einer Insektenordnung oder Insektenfamilie. So sind differenzierte Reaktionen für verschiedene funktionelle Gruppen (z. B. Nahrungsgilden – Pflanzensauger, Räuber) bei Wanzen während des Sukzessionsverlaufs an Brachen (z. B. FRANK & KÜNZLE 2006) bzw. bei Arthropoden in Abhängigkeit der Umweltvariablen (z. B. Pflanzenartenzahlen, Deckung, Nutzungsart) bekannt (PERNER et al. 2005). Beweidung ist jedenfalls kein „Allheilmittel“, und die Auswirkungen können je nach Insektenart unterschiedlich sein. Für graminisuge, an Gräsern saugende, Insektenarten bedeutet eine Beweidung durch Kürzung der Grasnarbe und Verlust der Raumstruktur meist eine Verschlechterung der Standortbedingungen, während Offenlandarten, die lückige, wenig bewachsene Standorte mit geringem Raumwiderstand besiedeln, gefördert werden.

Der Seewinkel ist aus entomologischer Sicht von herausragender Bedeutung. Auch innerhalb der Wanzen sind zoogeographisch bemerkenswerte Arten mit stenotoper Habitatbindung aus dem Gebiet bekannt (z. B. MELBER et al. 1991, RABITSCH 2006), die durch den Rückgang und Verlust geeigneter Habitats gefährdet sind. Insgesamt sind für das Gebiet über 300 Wanzenarten bekannt, das ist rund ein Drittel der in Österreich vorkommenden Arten (z. B. MELBER et al. 1991, RABITSCH 2005, RABITSCH et al. 2007).

Wanzen sind wegen ihrer engen Bindung an bestimmte Umweltparameter, z. B. an eine Pflanze, an das Bodensubstrat oder auch an das Mikroklima, sehr gut als Indikato-

ren für Lebensräume geeignet (DECKERT & HOFFMANN 1993, ACHTZIGER et al. 2007). In einer Untersuchung an Standorten der Kulturlandschaft zeigten Wanzenfänge die beste Korrelation mit der lokalen Biodiversität (DUELLI & OBRIST 1998) und auch an Trockenrasenstandorten im Wiener Becken war die Wanzenartenvielfalt ein gutes Maß für die Gesamtartenvielfalt (Milasowszky et al., in Vorb.).

Material und Methoden

An neun Untersuchungsflächen wurde im Jahr 2001 mittels Barberfallen die bodenoberflächenaktive Fauna erfasst (Waitzbauer, mündl. Mitt.). Entlang eines linearen Transektes von den Trockenrasenstandorten zu den Salzlacken wurden in etwa 5m Abstand insgesamt 15 Probenpunkte pro Untersuchungsfläche ausgewählt. Als Fixierflüssigkeit diente Ethylenglycol, die Fallen wurden alle 10 Tage entleert. Die aus sortierten Wanzen wurden an den Bearbeiter übergeben. Aufgrund der hohen Ausfälle durch Viehtritt und Überflutung konnten diese Daten jedoch nicht ausgewertet werden und sind nur in der faunistischen Bewertung berücksichtigt. Analog zur Erhebung der Heuschrecken (BIERINGER 2008) wurde daher eine veränderte Beprobung durchgeführt:

Es wurden sechs Standorte (4 beweidet, 2 unbeweidet) für eine Beprobung ausgewählt (Abb. 1, Tab. 1). An jedem Standort wurden drei Probenpunkte auf unterschiedlichem Niveau untersucht: Halbtrockenrasen (a), wechselfeuchtes Grünland (b), Lackenrand (c). Die Begehungen waren zeitstandardisiert (30 Minuten pro Probenpunkt) und wurden an zwei Tagen (21.05.2002, 29.07.2002) durchgeführt. An jedem Standort wurde mittels Kescher, Klopfschirm und gezieltem Suchen an Futterpflanzen und der Bodenoberfläche qualitativ nach Wanzen gesucht. Belegexemplare befinden sich in der Sammlung des Verfassers. Ergänzend werden die Wanzenbeifänge aus Barberfallenfängen der Untersuchung der Laufkäferfauna des Seedamms ausgewertet (AGNEZY 2008, dieser Band, Tab. 2).



Abb. 1: Lage der untersuchten Standorte. – Fig. 1: Location of sampling sites.

Tab. 1: Standortnomenklatur und Beweidungsregime. – Tab. 1: Abbreviations of sampling sites and grazing history.

Abkürzung	Standort	Beweidungstradition
EW	Eselweide im Sandeck	< 10 Jahre
GK	Graurinderkoppel bei Apetlon	< 10 Jahre
PP	Podersdorfer Pferdekoppel	> 10 Jahre
ZB	Aberdeen-Angus-Rinder am Illmitzer Zicksee	> 10 Jahre
ZU	Weideausschlußfläche am Illmitzer Zicksee	unbeweidet
SV	Seevorgelände	unbeweidet

Tab. 2: Kurzbeschreibung der fünf Standorte am Seedamm. Details siehe AGNEZY (2008). – Tab. 2: Short description of the sampling sites at the Seedamm. Details given in AGNEZY (2008)

Transekt	Standort-Charakteristik
A	alte offene Brache
B	junge offene Brache
C	ungestörte Sandfläche
D	aufgeforstete Sandfläche
E	gemähte Fläche mit teils geschlossener Vegetationsdecke

Ergebnisse
Artenliste

Insgesamt wurden bei den zeitlich standardisierten Begehungen 75 Wanzenarten aus 12 Familien festgestellt (Tab. 3), wobei Miridae (26 Arten) und Lygaeidae (19 Arten) dominieren. Die Auswertung der Barberfallenfänge des Jahres 2001 erbrachte insgesamt 40 Wanzenarten aus 12 Familien, davon wurden 20 Wanzenarten (50%) auch bei den Begehungen festgestellt. Bei den ausschließlich mit Barberfallen nachgewiesenen Arten handelt es sich erwartungsgemäß vor allem um epigäische Arten (Tab. 3). Obwohl die Barberfallen von Ende April bis Mitte Oktober exponiert waren, liefern sie insgesamt weniger Arten aber höhere Individuenzahlen (vor allem Larven, die nicht sicher bestimmbar sind) als die gezielten Aufsammlungen an nur zwei Begehungstagen. Die Wanzenbeifänge der Barberfallenfänge am Seedamm erbrachten 38 Wanzenarten aus 13 Familien (Tab. 4), wobei Lygaeiden (14 Arten) und Cydnidae (6 Arten) dominieren.

Tab. 3: Liste der auf den sechs untersuchten Transekten erfassten Wanzenarten (Beprobungen: 21.05.2002, 29.07.2002) und Beifänge der Barberfallenuntersuchungen im Gebiet im Jahr 2001 (leg. Waitzbauer). Nomenklatur nach RABITSCH (2005), Arten innerhalb der Familien alphabetisch gereiht. *kommentierte Art, "nur mit Barberfallen festgestellte Art. EW =, Eselweide, PP = Pferdekoppel, GK = Graurinderkoppel, ZB = Aberdeen-Angus Rinderweide, ZU = Weideausschlußfläche Illmitzer Zicksee, SV = Seevorgelände. – Tab. 3: List of Heteroptera species recorded at the six sampling sites (collecting dates: 21.05.2002, 29.07.2002) and by-catches of pitfall-sampling in 2001 (leg. Waitzbauer). Nomenclature follows RABITSCH (2005), Species are listed alphabetically within Families. *comment to this species see text. "recorded with pitfalls only.

Art	EW	PP	GK	ZB	ZU	SV
Saldidae						
* <i>Saldula palustris</i> (Douglas, 1874)						x

Art	EW	PP	GK	ZB	ZU	SV
Tingidae						
<i>Acalypta marginata</i> (Wolff, 1804)						
* <i>Agramma atricapillum</i> (Spinola, 1837)					x	
<i>Agramma laetum</i> (Fallén, 1807)	x		x	x		x
<i>Catoplatus carthusianus</i> (Goeze, 1778)			x		x	
<i>Copium clavicorne</i> (Linnaeus, 1758)					x	
<i>Dictyla rotundata</i> (Herrich-Schäffer, 1835)	x					
* <i>Kalama tricornis</i> (Schrank, 1801)						
* <i>Lasiacantha capucina</i> (Germar, 1837)						
Miridae						
<i>Acetropis carinata</i> (Herrich-Schäffer, 1841)			x	x	x	x
<i>Adelphocoris lineolatus</i> (Goeze, 1778)	x	x	x	x	x	x
<i>Calocoris roseomaculatus</i> (De Geer, 1773)				x		
<i>Campylomma verbasci</i> (Meyer-Dür, 1843)	x	x				
<i>Capsus ater</i> (Linnaeus, 1758)	x					
<i>Chlamydatus pulicarius</i> (Fallén, 1807)		x				
<i>Chlamydatus pullus</i> (Reuter, 1870)			x			
<i>Chlamydatus saltitans</i> (Fallén, 1807)		x				
* <i>Conostethus hungaricus</i> Wagner, 1941			x	x		x
<i>Europiella artemisiae</i> (Becker, 1864)		x				
<i>Hallodapus montandoni</i> Reuter, 1895	x		x	x		
<i>Leptopterna dolabrata</i> (Linnaeus, 1758)			x			
<i>Lygus gemellatus</i> (Herrich-Schäffer, 1835)	x	x	x			x
<i>Lygus rugulipennis</i> Poppius, 1911	x	x				
<i>Notostira elongata</i> (Geoffroy, 1785)	x		x			
<i>Omphalonotus quadriguttatus</i> (Kirschbaum, 1856)			x			
<i>Orthops basal</i> (A. Costa, 1853)	x					
<i>Orthops kalmii</i> (Linnaeus, 1758)		x				
<i>Orthotylus flavosparsus</i> (C.R. Sahlberg, 1841)	x	x		x		
* <i>Orthotylus rubidus</i> (Puton, 1874)			x			x
* <i>Orthotylus schoberiae</i> Reuter, 1876		x				
<i>Polymerus vulneratus</i> (Panzer, 1806)				x		
<i>Stenodema calcarata</i> (Fallén, 1807)						x
<i>Systellonotus triguttatus</i> (Linnaeus 1767)	x					
<i>Trigonotylus caelestialium</i> (Kirkaldy, 1902)	x	x	x	x		
* <i>Trigonotylus pulchellus</i> (Hahn, 1834)		x		x		
Anthocoridae						
<i>Orius niger</i> (Wolff, 1811)	x		x	x		x
Reduviidae						
* <i>Coranus kerzhneri</i> P. V. Putshkov, 1982						
* <i>Reduvius personatus</i> (Linnaeus, 1758)						

Art	EW	PP	GK	ZB	ZU	SV
Nabidae						
<i>Nabis ferus</i> (Linnaeus, 1758)	x					
* <i>Nabis lineatus</i> Dahlbom, 1851						x
<i>Nabis pseudoferus</i> Remane, 1949	x					
* <i>Nabis punctatus</i> A. Costa, 1847						
<i>Nabis rugosus</i> (Linnaeus, 1758)					x	
Berytidae						
* <i>Berytinus clavipes</i> (Fabricius, 1775)						
Lygaeidae						
<i>Cymus glandicolor</i> Hahn, 1832			x			
<i>Cymus melanocephalus</i> Fieber, 1861			x			
<i>Dimorphopterus spinolae</i> (Signoret, 1857)	x					
* <i>Emblethis denticollis</i> Horváth, 1878						
<i>Emblethis griseus</i> (Wolff, 1802)				x		
<i>Emblethis verbasci</i> (Fabricius, 1803)					x	
<i>Geocoris ater</i> (Fabricius, 1787)		x	x		x	
* <i>Henestaris halophilus</i> (Burmeister, 1835)		x	x	x		x
<i>Kleidocerys resedae</i> (Panzer, 1797)						x
<i>Lamprodema maura</i> (Fabricius, 1803)	x	x		x		x
* <i>Megalonotus chiragra</i> (Fabricius, 1794)						
* <i>Megalonotus sabulicola</i> (Thomson, 1870)						
<i>Metopoplax origani</i> (Kolenati, 1845)				x	x	x
<i>Nysius ericae</i> (Schilling, 1829)		x		x	x	x
<i>Nysius senecionis</i> (Schilling, 1829)	x			x		
* <i>Nysius thymi</i> (Wolff, 1804)						
<i>Ortholomus punctipennis</i> (Herrich-Schäffer, 1838)	x	x			x	
<i>Oxycarenus pallens</i> (Herrich-Schäffer, 1850)				x		
* <i>Peritrechus gracilicornis</i> Puton, 1877						
* <i>Pionosomus opacellus</i> Horváth, 1895	x			x		
<i>Pterotmetus staphyliniformis</i> (Schilling, 1829)	x					
* <i>Raglius alboacuminatus</i> (Goeze, 1778)						
* <i>Rhyparochromus pini</i> (Linnaeus, 1758)						
<i>Stygnocoris fuliginus</i> (Geoffroy, 1785)		x				
* <i>Stygnocoris similis</i> Wagner, 1953					x	
<i>Trapezonotus arenarius</i> (Linnaeus, 1758)	x					
* <i>Tropistethus holosericus</i> (Scholtz, 1846)						
* <i>Xanthochilus quadratus</i> (Fabricius, 1798)						
Piesmatidae						
* <i>Parapiesma quadratum</i> (Fieber, 1844)	x	x		x	x	x
Alydidae						
<i>Alydus calcaratus</i> (Linnaeus, 1758)			x			

Art	EW	PP	GK	ZB	ZU	SV
Coreidae						
<i>Bathysolen nubilus</i> (Fallén, 1807)						
Rhopalidae						
<i>Brachycarenum tigrinus</i> (Schilling, 1829)						x
<i>Chorosoma schillingii</i> (Schummel, 1829)				x		x
<i>Myrmus miriformis</i> (Fallén, 1807)			x		x	x
<i>Stictopleurus abutilon</i> (Rossi, 1790)		x				
Cydnidae						
<i>Canthophorus dubius</i> (Scopoli, 1763)					x	
<i>Cydnus aterrimus</i> (Forster, 1771)		x				
<i>Legnotus picipes</i> (Fallén, 1807)		x				
Scutelleridae						
<i>Eurygaster maura</i> (Linnaeus, 1758)		x				
<i>Eurygaster testudinaria</i> (Geoffroy, 1785)					x	
* <i>Odontoscelis fuliginosa</i> (Linnaeus, 1761)						
<i>Odontotarsus purpureolineatus</i> (Rossi,1790)					x	
Pentatomidae						
<i>Aelia acuminata</i> (Linnaeus, 1758)	x				x	x
<i>Carpocoris fuscispinus</i> (Boheman, 1849)			x			
<i>Carpocoris purpureipennis</i> (De Geer, 1773)					x	
<i>Dolycoris baccarum</i> (Linnaeus, 1758)		x	x		x	x
<i>Eurydema oleracea</i> (Linnaeus, 1758)						x
<i>Neottiglossa leporina</i> (Herrich-Schäffer, 1830)					x	
* <i>Sciocoris cursitans</i> (Fabricius, 1794)						
* <i>Sciocoris distinctus</i> Fieber, 1851						
<i>Vilpianus galii</i> (Wolff, 1802)					x	
Artenzahlen	25	24	22	21	22	22

Tab. 4: Individuenzahlen der an den fünf untersuchten Transekten erfassten Wanzenarten (Barberfallenexposition 22.3.–2.11.2002) (leg. Agnezy). Nomenklatur der Standorte siehe Tab. 2 und AGNEZY (2008), der Wanzen siehe RABITSCH (2005), Arten innerhalb der Familien alphabetisch gereiht, *kommentierte Art. – Tab. 4: List of Heteroptera specimen numbers recorded at the five transects (pitfall traps exposure 22.3.–2.11.2002) (leg. Agnezy). Nomenclature of sites see Table 2 and AGNEZY (2008), of Heteroptera according to RABITSCH (2005), Species are listed alphabetically within Families. *annotated species (see text).

Art	A	B	C	D	E	Σ
Tingidae						
<i>Catoplatys carthusianus</i> (Goeze, 1778)	0	0	1	0	0	1
<i>Dictyla rotundata</i> (Herrich-Schäffer, 1835)	0	0	0	0	2	2
Miridae						
<i>Deraeocoris punctulatus</i> (Fallén, 1807)	0	0	1	0	0	1
<i>Lygus gemellatus</i> (Herrich-Schäffer, 1835)	0	0	0	0	1	1
<i>Lygus pratensis</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	1	0	0	2

Art	A	B	C	D	E	Σ
<i>Lygus rugulipennis</i> Poppius, 1911	1	0	0	0	0	1
Reduviidae						
<i>Coranus kerzhneri</i> P. V. Putshkov, 1982	9	4	2	0	8	23
Nabidae						
<i>Prostemma aeneicolle</i> Stein, 1857	0	0	0	0	2	2
<i>Himacerus major</i> (A. Costa, 1842)	0	0	0	1	0	1
Aradidae						
* <i>Aradus distinctus</i> Fieber, 1860	0	0	0	9	1	10
Lygaeidae						
<i>Aellopus atratus</i> (Goeze, 1778)	4	0	2	0	0	6
<i>Dimorphopterus spinolae</i> (Signoret, 1857)	0	0	0	1	2	3
* <i>Emblethis ciliatus</i> Horváth, 1875	9	22	1	0	1	33
<i>Emblethis griseus</i> (Wolff, 1802)	2	8	0	0	1	11
<i>Emblethis verbasci</i> (Fabricius, 1803)	0	0	1	1	1	3
<i>Geocoris ater</i> (Fabricius, 1787)	1	1	0	0	1	3
<i>Geocoris grylloides</i> (Linnaeus, 1761)	12	3	2	0	9	26
* <i>Lygaeosoma sardeum</i> Spinola, 1837	55	19	13	0	17	104
<i>Megalonotus sabulicola</i> (Thomson, 1870)	1	1	1	1	0	4
<i>Nysius ericae</i> (Schilling, 1829)	0	12	13	0	0	25
* <i>Pionosomus opacellus</i> Horváth, 1895	2	0	0	0	0	2
<i>Raglius alboacuminatus</i> (Goeze, 1778)	0	0	0	1	0	1
<i>Trapezonotus arenarius</i> (Linnaeus, 1758)	2	2	4	0	24	32
* <i>Tropidophlebia costalis</i> (Herrich-Schäffer, 1850)	0	0	0	0	1	1
Piesmatidae						
* <i>Parapiesma quadratum</i> (Fieber, 1844)	0	0	0	0	1	1
Alydidae						
<i>Alydus calcaratus</i> (Linnaeus, 1758)	2	0	0	0	0	2
Coreidae						
* <i>Arenocoris fallenii</i> (Schilling, 1829)	0	1	0	0	0	1
Cydnidae						
<i>Canthophorus melanopterus</i> (Herrich-Schäffer, 1835)	0	0	0	0	1	1
<i>Cydnus aterrimus</i> (Forster, 1771)	0	0	0	0	1	1
<i>Legnotus limbosus</i> (Geoffroy, 1785)	0	0	3	1	1	5
* <i>Microporus nigrata</i> (Fabricius, 1794)	0	9	0	0	1	10
<i>Sehirus luctuosus</i> Mulsant & Rey, 1866	1	0	0	0	0	1
<i>Tritomegas bicolor</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	4	1	5
Thyreocoridae						
<i>Thyreocoris scarabaeoides</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	1	1	2
Scutelleridae						
<i>Eurygaster austriaca</i> (Schrank, 1776)	0	0	0	1	0	1
<i>Eurygaster maura</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	1	0	1

Art	A	B	C	D	E	Σ
<i>Odontoscelis fuliginosa</i> (Linnaeus, 1761)	10	1	43	0	2	56
Pentatomidae						
<i>Sciocoris cursitans</i> (Fabricius, 1794)	0	0	1	0	0	1
Individuenzahlen	112	83	89	22	80	386
Artenzahlen	15	12	15	11	22	38

Zoogeographie und Faunistik

Der vereinfachte zoogeographische Vergleich der Wanzenfauna nach JOSIFOV (1986) zeigt etwa gleich viele eurosibirische (23%) und mediterrane (26%) Faunenelemente. Die verbleibende Hälfte der Arten (51%) sind weit verbreitete, holarktische, west- oder holopäarktische Arten. Diese Zahlen stimmen weitgehend mit den von MELBER et al. (1991) für den Seewinkel genannten Angaben überein.

Von den festgestellten Wanzen besitzen mehrere ihre einzigen österreichischen Vorkommen im Seewinkel. In dieser Hinsicht einzigartig sind *Saldula palustris*, *Conostethus hungaricus*, *Orthotylus rubidus* und *Orthotylus schoberiae*. Österreichweit bedeutende Vorkommen im Gebiet bestehen weiters für *Agramma atricapillum*, *Trigonotylus pulchellus*, *Nabis lineatus*, *Emblethis ciliatus*, *Henestaris halophilus* und *Parapiesma quadratum*.

Kommentare zu ausgewählten Arten

Saldula palustris (Douglas, 1874) (Saldidae)

In Österreich nur im Seewinkel gesichert vorkommende Springwanze, die Angaben aus der Steiermark (FRANZ & WAGNER 1961) sind unbestätigt, aber vermutlich Verwechslungen. Im Seewinkel an den Lackenrändern nicht selten (Darscholacke, Neubuchlacke, Zicksee) und in dieser Studie nur im unbeweideten Seevorgelände festgestellt. Die Art besiedelt die lückigen Bereiche der Lackenränder und sollte von der Reduktion der Schilfflächen bzw. Maßnahmen zum Offenhalten der Flächen profitieren.

Agramma atricapillum (Spinola, 1837) (Tingidae) (Abb. 2)

Ob die Klimaerwärmung und/oder die veränderte Landnutzung ein Grund für die Arealerweiterung dieser mediterranen Netzwanze in den letzten Jahrzehnten in Mitteleuropa ist, kann derzeit nicht gesagt werden. Durch die trophische Bindung an Juncaceae, Cyperaceae und Typhaceae ist eine negative Auswirkung durch intensive Beweidungsmaßnahmen zu erwarten. Im Rahmen der Studie wurde die Art nur an der unbeweideten Weideausschlussfläche am Zicksee festgestellt.

Conostethus hungaricus (Wagner, 1941) (Miridae) (Abb. 3)

Der locus typicus dieser Weichwanze ist die Krötenlacke bei Illmitz. Sie lebt phytophag, bevorzugt an *Lepidium cartilagineum* (vgl. RABITSCH 2006). In der vorliegenden Untersuchung wurde sie an drei unterschiedlich gepflegten Flächen an der Wirtspflanze festgestellt (GK, ZB, SV).

Orthotylus rubidus (Puton, 1874) und *Orthotylus schoberiae* (Reuter, 1876) (Miridae)
Zwei halophile Bewohner salzbeeinflusster Biotope mit pontisch-pannonischem Verbreitungsschwerpunkt, die in Österreich nur im Seewinkel vorkommen (RABITSCH 2006). Beide sind an Chenopodiaceae (besonders *Suaeda* und *Salicornia*) gebunden und werden an den Lackenrändern festgestellt, wo sie sich – durch ihre Körperfärbung gut getarnt – auf und unter den Wirtspflanzen aufhalten. Für beide Arten gilt es die Verschilfung der

Lacken zu reduzieren um offene Flächen zu schaffen, die von den Wirtspflanzen besiedelt werden können (Abb. 4).

Trigonotylus pulchellus (Hahn, 1834) (Miridae)

Eine auffallend rötlich gefärbte Weichwanze, deren Verbreitung in Österreich noch ungenügend bekannt ist. In der vorliegenden Untersuchung wurde sie nur an den beiden Standorten mit der längsten Beweidungstradition (PP, ZB) festgestellt. Ob *T. pulchellus* als Indikatorart für ein ausgewogenes Beweidungsregime dienen kann, müssen weitere Untersuchungen zeigen.

Nabis lineatus (Dahlbom, 1851) (Nabidae)

Eine große, langgestreckte Sichelwanze, die für Österreich bisher nur aus dem Seewinkel und aus der Steiermark bekannt ist (MELBER et al. 1991, ADLBAUER 1999). Sie gilt als hygrophil und wird in Westeuropa vor allem an den Meeresküsten gefunden. Die räuberische Art bevorzugt hochwüchsige Riedgras- und Schilfbestände, wo sie an den Pflanzen und in Bodennähe vorkommt. Offenbar ist neben der Temperatur auch die Struktur des Lebensraumes von Bedeutung. Die zunehmende Verschilfung ist für die Art vermutlich positiv, ob auch das erst seit kurzem bekannte Auftreten der Art im Seewinkel damit zusammenhängt kann nicht gesagt werden. Sie wurde nur am unbeweideten Seevorgelände festgestellt und es ist denkbar, dass sie bei intensiverer Beweidung verschwindet. Männchen und Weibchen besitzen verkürzte Flügel und sind nicht flugfähig.

Aradus distinctus (Fieber, 1860) (Aradidae)

Epigäisch lebende Rindenwanze, die mehrfach an xerothermen Standorten in der Nähe von Pappeln festgestellt wurde. Ob diese nur als Habitatpflanzen oder auch als Nahrungsquelle dienen ist unklar. Entweder saugt die Art – so wie die meisten Rindenwanzen – an Pilzmycelien oder aber – so wie andere epigäische Rindenwanzen – am Phloemsaft der Wirtspflanzen. Die meisten Weibchen besitzen stark verkürzte Flügel. In Österreich ist die Art bisher nur aus Wien (Lobau, Prater) und dem Burgenland (Ruster Hügelzug, Parndorfer Platte, Seewinkel) bekannt. Sie wurde am Seedamm mehrfach mit Barberfallen festgestellt (Tab. 4).

Emblethis ciliatus (Horváth, 1875) (Lygaeidae)

Die einzigen rezenten Nachweise der „Borsten-Bodenwanze“ für Österreich liegen am Seedamm im Seewinkel. Sehr häufig ist die psammophile Art, die polyphag an den Samen verschiedener Pflanzen saugt, in der Hölle und auch beim Albersee in aufgelassenen, sandigen Weingartenbrachen festzustellen (Tab. 4).

Henestaris halophilus (Burmeister, 1835) (Lygaeidae) (Abb. 5)

Eine halobionte Bodenwanze, die an salzbeeinflussten Standorten an den Meeresküsten und im Binnenland lebt. Die bedeutendsten Vorkommen in Österreich liegen im Seewinkel, wo die Art vor allem an den Lackenrändern auftritt (MELBER et al. 1991). Die aktuellen Nachweise zeigen keine Bevorzugung beweideter oder unbeweideter Flächen. Ob die Vorkommen tatsächlich unabhängig vom Weideregime bestehen ist jedoch erst nach einer umfassenderen Untersuchung zu klären.

Lygaeosoma sardeum Spinola, 1837 (Lygaeidae)

Diese Bodenwanze ist in Österreich nur lokal von wenigen Fundorten aus Niederösterreich (Hainburger Berge, Leithagebirge) und aus dem Burgenland (Seewinkel, Leithagebirge) bekannt. Bei günstigen Bedingungen (lückig bewachsene Stellen mit anstehendem Muttergestein oder über Sand) können dominante Bestände innerhalb der Wanzenzönose

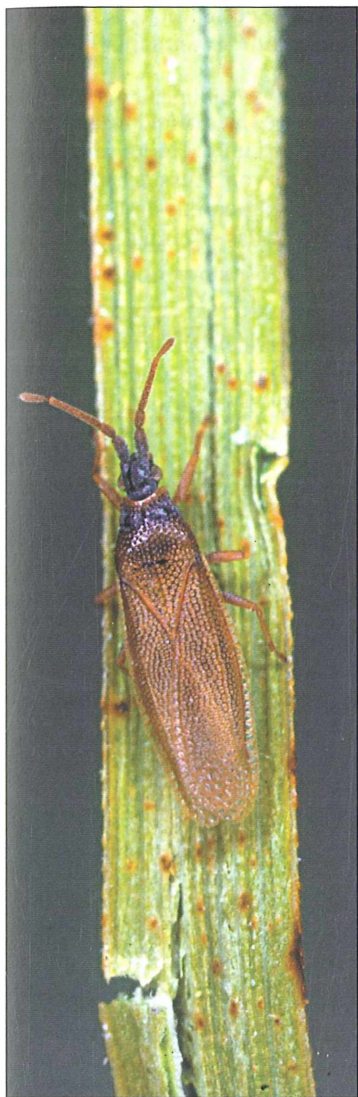


Abb. 2/Fig. 2: *Agramma atricapillum* (Tingidae).



Abb. 3/Fig. 3: *Conostethus hungaricus* (Miridae).



Abb. 4/Fig. 4: *Orthotylus rubidus* (Miridae).



Abb. 5/Fig. 5: *Henestaris halophilus* (Lygaeidae).

auftreten (z. B. am Albersee, Tab. 4). In Niederösterreich wegen vermutlich rückläufiger Bestandes- und Habitatentwicklung als stark gefährdet eingestuft (RABITSCH 2007).

Pionosomus opacellus (Horváth, 1895) (Lygaeidae)

In Österreich seltene, psammophile Bodenwanze, die nur von wenigen Standorten in Niederösterreich (Drösing, Oberweiden) und dem Burgenland (Seedamm: Hölle, Albersee, Sandeck; Zicksee) bekannt ist. Sie wird für Niederösterreich als vom Aussterben bedroht eingestuft (RABITSCH 2007). Die Nachweise im Seewinkel erfolgten nur an beweideten Standorten. Vermutlich wirkt sich für die im Sand grabende Art das Offenhalten des Bodens durch den Viehtritt günstig aus.

Stygnocoris similis (Wagner, 1953) (Lygaeidae)

Eine pontomediterran verbreitete Bodenwanze, die für Österreich nur aus dem Burgenland (Parndorfer Platte, MELBER et al. 1991) bekannt ist. Der vorliegende Nachweis stammt von der Weideausschlussfläche Zicksee, die weitere Verbreitung und Habitatbindung der Art im Seewinkel ist unbekannt.

Tropidophlebia costalis (Herrich-Schäffer, 1850) (Lygaeidae)

Eine kleine, versteckt lebende, epigäische Bodenwanze, die an xerothermen Trockenrasenstandorten über Sand gefunden wird, wo sie sich polyphag von den Samen verschiedener Pflanzen ernährt. In Österreich ist die Art zerstreut aus dem pannonischen Raum bekannt. Die Flügel sind meistens verkürzt und die geringe Ausbreitungsfähigkeit bedingt eine hohe Standortstreue.

Parapiesma quadratum (Fieber, 1844) (Piesmatidae)

Die halophile Rübenwanze lebt an salzbeeinflussten Standorten an den Meeresküsten und im Binnenland. In Österreich liegen die einzigen rezenten Vorkommen im Seewinkel, wo die Art an den Lackenrändern vor allem an Chenopodiaceae gefunden wird (RABITSCH 2006).

Arenocoris fallenii (Schilling, 1829) (Coreidae)

Eine epigäische Randwanze, die bevorzugt lückig bewachsene Stellen über Sand und Schotter besiedelt (z. B. Sanddünen in Oberweiden, Heißländen in der Lobau). Im Seewinkel ist die polyphage Art am Seedamm vom Albersee bis zu den Stinkerseen im Wurzelhalsbereich von *Euphorbia* nicht selten zu finden. In Niederösterreich wegen vermutlich rückläufiger Bestandes- und Habitatentwicklung als stark gefährdet eingestuft (RABITSCH 2007).

Microporus nigrita (Fabricius, 1794) (Cydnidae)

Diese endogäische Bodenwanze lebt bevorzugt an sandigen, nährstoffarmen Trockenstandorten und saugt an den Wurzeln verschiedener Pflanzen. Sie wurde mit Barberfallen am Seedamm in einer Weingartenbrache festgestellt. Mit Fortschreiten der Sukzession verschlechtert sich vermutlich die Habitatqualität und eine möglichst frühzeitige Beweidung nach Nutzungsaufgabe ist für die Art förderlich.

Rote Liste

Eine Rote Liste der Wanzen des Burgenlandes ist zurzeit in Vorbereitung (Rabitsch, in Vorb.). Nach einer vorläufigen Gefährdungsabschätzung sind mehrere der festgestellten Arten in eine Gefährdungskategorie zu stellen. Diese Arten kommen jedoch unabhängig vom Weideregime vor und zeigen keinerlei Bevorzugung eines bestimmten Standortes. Deutlicher zeigt sich hingegen ein Zusammenhang entlang des untersuchten Transektes. Demnach nehmen die Arten der Roten Liste zum Lackenrand zu (Tab. 5). Dies wird

durch die stenotope Bindung an die in Österreich einzigartigen Salzstandorte verursacht und hängt nicht ursächlich mit den Managementmaßnahmen zusammen.

Tab. 5: Durchschnittliche Wanzengesamtartenzahlen und Rote-Liste Arten für unterschiedliche Probepunkte und unterschiedliche Pflegemaßnahmen. – Tab. 5: Average total Heteroptera species numbers and Red List species numbers at different sampling sites and at different grazing regimes.

Habitat und Beweidungsform	durchschnittliche Gesamtartenzahl	durchschnittliche Anzahl der Rote-Liste-Arten	durchschnittlicher Anteil der Rote-Liste-Arten
Halbtrockenrasen	10,8	0,3	2,8%
wechselfeuchtes Grünland	11,3	0,6	5,3%
Überschwemmungszone	6,8	0,8	11,8%
unbeweidete Probepunkte	22	1	4,5%
beweidete Probepunkte	23,2	2	8,6%
Beweidung mit Pferden u. Eseln	24,5	1,5	6,1%
Beweidung mit Rindern	22	2,5	11,4%
Beweidung < 10 Jahre	23,5	1,5	6,4%
Beweidung > 10 Jahre	23	2,5	10,9%

Standortvergleich und Habitatgradient

Es gibt nur geringe Unterschiede der Wanzenartenzahlen an den sechs Standorten, die zwischen 21 und 25 Wanzenarten pro Standort liegen (Tab. 3). Somit sind auch keine Unterschiede zwischen beweideten (EW, PP, GK, ZB) und unbeweideten (ZU, SV) Standorten sowie zwischen den unterschiedlich beweideten Standorten festzustellen. Auch die Artenzahlen entlang des Habitatgradienten unterscheiden sich kaum. Die höchsten Artenzahlen (zwischen 8 und 15) wurden an den höheren Niveaus festgestellt, etwas geringere Artenzahlen (zwischen 4 und 10) an den Lackenrändern.

Eine Clusteranalyse aller 18 Standorte zeigt sehr deutlich die Bedeutung der unterschiedlichen Niveaus entlang der Transekte (Abb. 6), die jeweils gemeinsam – unabhängig vom Standort – gruppiert werden. Die Wanzenfauna der Lackenränder ist also vergleichsweise ähnlich zusammengesetzt, unabhängig von Beweidungstradition oder Pflegemaßnahmen. Einzige Ausnahmen sind der unbeweidete Übergangsbereich am Illmitzer Zicksee, der eher den Charakter von Halbtrockenrasenstandorten zeigt sowie der unbeweidete Halbtrockenrasenstandort am Seevorgelände, der eher den Charakter des Lackenrandes zeigt.

Im Durchschnitt nimmt also die Wanzendiversität von den Halbtrockenrasen zu den Lacken ab, die Anzahl von Rote-Liste-Arten hingegen zu (Tab. 5). Ein ähnlicher Gradient wurde auch an Sandstandorten im NSG Sandberge Oberweiden festgestellt (RABITSCH 2002). Der prozentuelle Anteil gefährdeter Arten an der Gesamtartenzahl liegt an den Lackenrändern rund 4 mal höher als an den Halbtrockenrasen, eine Bestätigung für die

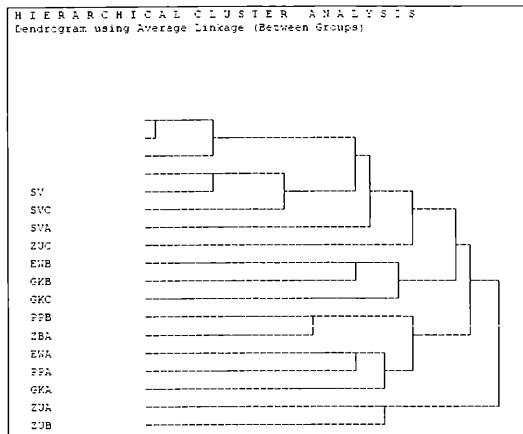


Abb. 6: Clusteranalyse der sechs untersuchten Standorte, getrennt für die drei Probepunkte pro Standort. EW Eselweide, PP Pferdekoppel, GK Graurinderkoppel, ZB Aberdeen-Angus Rinderweide, ZU Weideausschlußfläche Illmitzer Zicksee, SV Seevorgelände; a – Halbtrockenrasen, b – wechselfeuchtes Grünland, c – Lackenrand. – Fig. 6: Cluster Analysis of the three investigated subsites at each site.

Besonderheit der lackennahen Standorte und ihre stenotope Wanzenfauna. Die stenotope Bindung an bestimmte Habitate zeigt sich z. B. für die beiden an *Suaeda* lebenden halobionten Weichwanzen *Orthotylus rubidus* und *Orthotylus schoberiae*, die nur an den Lackenrändern vorkommen. Die halophilen Arten *Henestaris halophilus* und *Conostethus hungaricus* wurden hingegen auch im Übergangsbereich festgestellt.

Die Unterschiede zwischen den Managementmaßnahmen sind sehr gering, so dass eine statistisch abgesicherte Interpretation nicht möglich ist. Aber es gibt Unterschiede in den Anteilen von Rote-Liste-Arten. Demnach ist eine langfristige Beweidung für die Erhaltung seltener und stenöker Arten vermutlich förderlich (Tab. 5). Ausdrücklich wird aber darauf hingewiesen, dass diese Unterschiede sehr gering und statistisch nicht abgesichert sind und solcherart auch auf Zufall beruhen können.

Die Wanzenzönosen der Untersuchung am Seedamm (Tab. 4) sind vor allem wegen des großen Anteils psammophiler Arten bemerkenswert (z. B. *Emblethis ciliatus*, *Pionosomus opacellus*, *Microporus nigrata*). Die Artenzahlen sind nicht besonders hoch, die stenotopen, an die extremen Standortbedingungen angepassten Arten aber im Gebiet sehr selten. Die Clusteranalyse der fünf untersuchten Standorte zeigt – übereinstimmend mit

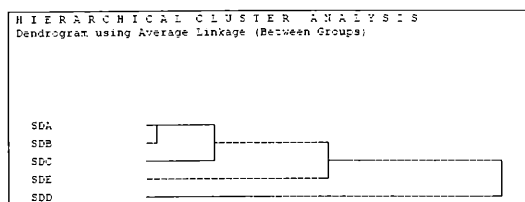


Abb. 7: Clusteranalyse der fünf untersuchten Standorte am Podersdorfer Seedamm. A – alte offene Brache, B – junge offene Brache, C – ungestörte Sandfläche, D – aufgeforstete Sandfläche, E – gemähte Fläche mit teils geschlossener Vegetationsdecke. – Fig. 7: Cluster Analysis of the five investigated sites at the Podersdorfer Seedamm.

den Ergebnissen der Laufkäfer (AGNEZY 2008) – die hohe Ähnlichkeit der Wanzenzöno-
sen der beiden Brachen und der ungestörten Sandfläche und die abweichende Artenge-
meinschaft an der mit Robinien aufgeforsteten Sandfläche (Abb. 7).

Diskussion

Methodenkritik

Die Probestellen der Untersuchung (Barberfallen-Standorte) wurden vom botanischen Monitoringkonzept übernommen. Ein entomologisches Monitoring benötigt jedoch auf Grund der Mobilität der Untersuchungsobjekte größere Versuchsflächen. Durch die geringe Größe und das unmittelbare Angrenzen von Versuchsflächen sind Randeffekte zu erwarten (z. B. für die Weideausschlussfläche am Illmitzer Zicksee). Die Beweidungsintensität muss protokolliert und kontrolliert werden, um entsprechende Unterschiede auch interpretieren zu können. Die Standorte werden vor allem durch abiotische Faktoren geprägt (Salz-, Feuchtgradient), die hauptverantwortlich für die Artenzusammensetzung sind und die Auswirkungen der Beweidung überlagern. Die zeitlich standardisierte Erfassung der Wanzenzöno-
sen ist für faunistische Inventarisierungen, qualitative und semi-quantitative Vergleiche unterschiedlicher Standorte gegenüber der Exposition von Barberfallen zu bevorzugen. Letztere enthalten einen zu hohen Anteil von nicht auswertbaren Larvenstadien und die meisten Arten sind auch durch gezielte Suche zu erfassen. Zukünftige Untersuchungen sollten auf Grundlage größerer, unabhängiger Stichprobenzahlen unter Berücksichtigung der Flächengröße zur Verringerung von Randeffekten erfolgen.

Wanzen als Indikatoren

An Brachen, Ruderalstellen und Trockenrasen zählen Wanzen zu den arten- und individuenreichsten Tiergruppen. Sie reagieren schnell auf Standortveränderungen (z. B. BOCKWINKEL 1988, MELBER 1993, MOMMERTZ 1993, MORKEL 2000) und sind somit ausgezeichnete Indikatoren für Habitatqualität und Biodiversität (z. B. DECKERT & HOFFMANN



Abb. 8/ Fig. 8: *Anthemina varicornis* (Pentatomidae).

Foto: W. RABITSCH

1993, DUELLI & OBRIST 1998, DI GIULIO et al. 2001, ACHTZIGER et al. 2007). Der hohe Indikatorwert von Wanzen ist eine Folge der sehr unterschiedlichen Lebensgewohnheiten innerhalb dieser Insektengruppe. Manche Arten bevorzugen lückige, offene Bereiche, andere leben an Säumen, Gebüsch und Gehölzen. Das bedeutet auch, dass keine Pflegemaßnahme für alle Arten gleich günstig ist und nur ein Mosaik von Habitaten, Strukturen und verschiedenen Sukzessionsstadien sowie ein standörtlich differenziertes Weidemanagement, welches genügend Ausweich- und Wiederbesiedlungsmöglichkeiten bietet, eine hohe Artendiversität garantiert.

Zwei unter zoogeographischen Gesichtspunkten wichtige Zielarten der Wanzenfauna im Seewinkel wurden in dieser Untersuchung nicht festgestellt. Die Weichwanze *Solenoxypus fuscovenosus*, die monophag am Kampferkraut *Camphorosma annua* lebt, und die Baumwanze *Antheminia varicornis* (Abb. 8), die an der Meerbinse *Bolboschoenus maritimus* lebt, besitzen ihre einzigen Vorkommen in Österreich im Seewinkel. Für beide Arten sind dies die westlichsten Nachweise des Gesamtareals und eine Kartierung ihrer Verbreitung im Seewinkel wäre wünschenswert.

Beweidung

Im Vorfeld von Pflegemaßnahmen ist das potenzielle Arteninventar des Standortes zu beachten. Die untersuchten Standorte im Seewinkel sind ausgesprochene Sonderlebensräume, d.h. es sind stenotope (bes. halophile und psammophile) Arten zu erwarten, die diese extremen Bedingungen ertragen. **Im Seewinkel sollten Pflegemaßnahmen die gebietscharakteristischen (Sonder)Standorte fördern, die für daran angepasste Arten geeignete Lebensbedingungen bieten, aber auch die Trockenrasenstandorte miteinbeziehen, an denen ebenfalls bemerkenswerte Wanzenarten festgestellt wurden. Handelt es sich um einen floristisch reichhaltigen Standort, so sind auch viele Wanzenarten zu erwarten. Ein Mosaik aus unterschiedlichen Bewirtschaftungsformen und Mikrohabitaten ist daher für den Erhalt einer möglichst hohen Biodiversität anzustreben** (BOURN & THOMAS 2002).

In der Untersuchung von KRUESS & TSCHARNTKE (2002) wurden für norddeutsche Weideflächen höhere Artenzahlen an extensiv mit Rindern beweideten Flächen im Vergleich mit intensiv beweideten Flächen festgestellt. Noch höhere Artenzahlen wurden aber an kurzfristig unbeweideten Flächen und die höchsten Artenzahlen an lange unbeweideten Flächen festgestellt. Einen negativen Zusammenhang zwischen Beweidungsintensität und Wanzendiversität und -abundanz hat auch SCHÄFER (1993) für unterschiedlich bewirtschaftetes Grünland festgestellt. Artspezifisch unterschiedliche (negative und neutrale) Auswirkungen durch Schafbeweidung wurden von KOTT (1995) für „Graswanzen“ beobachtet. BORNHOLDT (1991) konnte nach drei Jahren Einsatz von Mahd, Mulchschnitt und Beweidung an stark verfilzten Halbtrockenrasen keine Annäherung an die Artengemeinschaft offener Halbtrockenrasen erzielen. Es sollten demnach neben extensiv beweideten, auch unbehandelte Flächen vorliegen, um eine Migration (Ausweichen, Wiederbesiedeln) von Arten zu ermöglichen. Beweidung ist als eine langfristige Restaurationsmaßnahme zu betrachten und als Pflegemaßnahme prinzipiell zu begrüßen. **Besonders zu achten ist auf die Vermeidung von Überweidung durch Koppelhaltung mit zu hoher Besatzdichte.**

Die Wanzenzönosen am Seedamm sind aus faunistischer und naturschutzfachlicher Sicht besonders schutzwürdig. Obwohl einige interessante Arten im Robinien-Wäldchen festgestellt wurden (z. B. *Aradus distinctus*, *Himacerus major*) ist eine Entfernung der Bäume (Ringelung) aus entomologischer Sicht empfehlenswert. Um

offene Sandhabitats für psammophile Arten zu erhalten ist auch eine Fortsetzung der extensiven Rinderbeweidung am Seedamm sowie eine möglichst frühe Beweidung stillgelegter Weingartenbrachen – wie bereits von KORNER et al. (1999) vorge schlagen – zu befürworten.

Die vorliegende Studie kann aufgrund des minimalen Sammelaufwandes nur erste Hinweise auf die hohe Bedeutung des Gebietes für eine bestimmte Insektengruppe (Wanzen) liefern. Weitere Untersuchungen sind notwendig, um die Auswirkungen der Beweidungsmaßnahmen auf die Wanzenfauna im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel beurteilen zu können.

Danksagung

Ich danke Ekkehard Wachmann (Berlin) und Hannes Günther (Ingelheim) für das Zurverfügungstellen der Bilder.

Literatur

- ACHTZIGER R., FRIESS T. & RABITSCH W., 2007: Die Eignung von Wanzen (Insecta: Heteroptera) als Indikatoren im Naturschutz. *Insecta* (Berlin) 10, 5–39.
- ADLBAUER K., 1999: Neue Wanzenarten für Österreich, die Steiermark und das Burgenland. *Johannea Zool.* 1, 71–78.
- AGNEZY S., 2008: Von Weingärten zu Trockenrasen. Sandlebensräume am Podersdorfer Seedamm (NP Neusiedler See – Seewinkel) Laufkäfer als Indikatoren für landschaftliche Veränderungen, *Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich* 37, 199–224.
- BIERINGER G., 2008: Auswirkungen der Beweidung auf die Heuschreckenfauna (Orthoptera) im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel, *Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich* 37, 153–161.
- BOCKWINKEL G., 1988: Der Einfluß der Mahd auf die Besiedlung von mäßig intensiv bewirtschafteten Wiesen durch Graswanzen (Stenodemini, Heteroptera). *Natur und Heimat, Münster*, 48(4), 119–128.
- BORNHOLDT G., 1991: Auswirkungen der Pflegemaßnahmen Mahd, Mulchen, Beweidung und Gehölzrückschnitt auf die Insektenordnungen Orthoptera, Heteroptera, Auchenorrhyncha und Coleoptera der Halbtrockenrasen im Raum Schlüchtern. *Marburger Entomol. Publ.* 2(6), 1–330.
- BOURN N. A. D. & THOMAS J. A., 2002: The challenge of conserving grassland insects at the margins of their range in Europe. *Biol. Conserv.* 104, 285–292.
- DECKERT J. & HOFFMANN H. J., 1993: Bewertungsschema zur Eignung einer Insektengruppe (Wanzen) als Biodeskriptor (Indikator, Zielgruppe) für Landschaftsplanung und UVP in Deutschland. *Insecta*, Berlin, 1, 141–146.
- DI GIULIO M., EDWARDS P. J., MEISTER E., 2001: Enhancing insect diversity in agricultural grasslands: the role of management and landscape structure. *J. Appl. Ecol.* 38, 310–319.
- DICK G., DVORAK M., GRÜLL A., KOHLER B. & RAUER G., 1994: Vogelparadies mit Zukunft? Ramsar-Bericht 3, Neusiedler See – Seewinkel. Umweltbundesamt, Wien, 356 pp.
- DUELLI P. & OBRIST M. K., 1998: In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas. *Biodiv. & Conserv.* 7, 297–309.
- FRANK T. & KÜNZLE I., 2006: Effect of early succession in wildflower areas on bug assemblages (Insecta: Heteroptera). *Eur. J. Entomol.* 103, 61–70.
- FRANZ H. & WAGNER E., 1961: Hemiptera Heteroptera. In: FRANZ H. (Hrsg.): Die Nordost-Alpen im Spiegel ihrer Landtierwelt. pp. 271–401, Universitätsverlag Wagner, Innsbruck.
- GIBSON C. W. D., BROWN V. K., LOSITO L. & MCGAVIN G. C., 1992: The response of invertebrate assemblies to grazing. *Ecography* 15, 166–176.
- JOSIFOV M., 1986: Verzeichnis der von der Balkanhalbinsel bekannten Heteropterenarten (Insecta, Heteroptera). *Faun. Abh. Dresden* 14, 61–93.

- KAHMEN S., POSCHLOD P. & SCHREIBER K.-F., 2002: Conservation management of calcareous grasslands. Changes in plant species composition and response of functional traits during 25 years. *Biological Conservation* 104, 319–328.
- KOHLER B., RAUER G. & WENDELIN B., 1994: Landschaftswandel. In: DICK G., DVORAK M., GRÜLL A., KOHLER B. & RAUER G. (Red.): Vogelparadies mit Zukunft? Ramsar-Bericht 3, Neusiedler See–Seewinkel. pp. 21–34, Umweltbundesamt, Wien.
- KORNER I., TRAXLER A. & WRBKA T., 1999: Trockenrasenmanagement und -restituierung durch Beweidung im „Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel“ Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich 136, 181–212.
- KOTT P., 1995: Veränderungen der Wanzenfauna durch Koppelbeweidung im NSG Wahler Berg (Kreis Neuss). *Niederrh. Jb.* 17, 85–90.
- KRUESS A. & TSCHARNTKE T., 2002: Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. *Biol. Conserv.* 106, 293–302.
- LÖFFLER H., 1982: Der Seewinkel. Die fast verlorene Landschaft. Verlag NÖ. Pressehaus St. Pölten-Wien, 160 pp.
- MELBER A., 1993: Mehrjährige Untersuchungen der Laufkäfer- und Wanzenfauna nach einer Pflegemaßnahme in einer Calluna-Heide. *NNA-Berichte* 3/93, 39–45.
- MELBER A., GÜNTHER H. & RIEGER C., 1991: Die Wanzenfauna des österreichischen Neusiedler Seegebietes (Insecta, Heteroptera). *Wiss. Arbeiten Bgld.* 89, 63–192.
- MOMMERTZ S., 1993: Bedeutung von Wanzen (Heteroptera) und Laufkäfern (Coleoptera, Carabidae) für die Erfolgskontrolle von Naturschutzmaßnahmen auf kleinen Flächen. *Verh. Ges. Ökol.* 22, 135–138.
- MORKEL C., 2000: Raum-zeitliche Variation der Wanzenassoziationen (Insecta: Heteroptera) eines Biotopkomplexes im Vogelsberg (Hessen). Dissertation Univ. Gießen, Cuvillier Verlag Göttingen, 279 pp.
- MORRIS M. G., 1967: Differences between the invertebrate faunas of grazed and ungrazed chalk grasslands. I. Responses of some phytophage insects to a cessation of grazing. *J. Anim. Ecol.* 36, 459–474.
- OBERLEITNER I., WOLFRAM G. & ACHATZ-BLAB A., 2006: Salzlebensräume in Österreich. Umweltbundesamt Wien, 216 pp.
- PERNER J., WYTRYKUSH C., KAHMEN A., BUCHMANN N., EGERER I., CREUTZBURG S., ODAT N., AUDORFF V. & WEISSER W.W., 2005: Effects of plant diversity, plant productivity and habitat parameters on arthropod abundance in montane European grasslands. *Ecography* 28, 429–442.
- RABITSCH W., 2002: Die Wanzenfauna (Heteroptera) der Sandberge bei Oberweiden im Marchfeld (Niederösterreich). *Beiträge zur Entomofaunistik* 3, 141–174.
- RABITSCH W., 2005: Heteroptera (Insecta). In: SCHUSTER R. (Hrsg.): Checklisten der Fauna Österreichs, No. 2. pp. 1–64, Öst. Akad. Wiss., Wien.
- RABITSCH W., 2006: Terrestrische Wanzen. In: OBERLEITNER I., WOLFRAM G. & ACHATZ-BLAB A. (Red.): Salzlebensräume in Österreich. pp. 135–139, Umweltbundesamt, Wien.
- RABITSCH W., 2007: Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs – Wanzen (Heteroptera), 1. Fassung 2005. NÖ Landesregierung, Abteilung Naturschutz, St. Pölten, 280 pp.
- RABITSCH W., HEISS E. & STRAUSS G., 2007: Zur Kenntnis der Wanzenfauna (Heteroptera) des Burgenlandes, Österreich. Teil 2. *Mainzer naturwiss. Archiv/Beiheft* 31, 209–230.
- SCHÄFER P., 1993: Die Wanzenfauna (Insecta: Heteroptera) extensivierter Grünlandflächen eines westmünsterländer Naturschutzgebietes in Abhängigkeit von der Nutzung. *Verh. Westd. Entom. Tag* 1991, 163–170.

Adresse:

Dr. Wolfgang RABITSCH, Department für Evolutionsbiologie der Universität Wien, Althanstraße 14, 1090 Wien. E-Mail: wolfgang.rabitsch@univie.ac.at.