

Insecta

Zeitschrift für Entomologie und Naturschutz

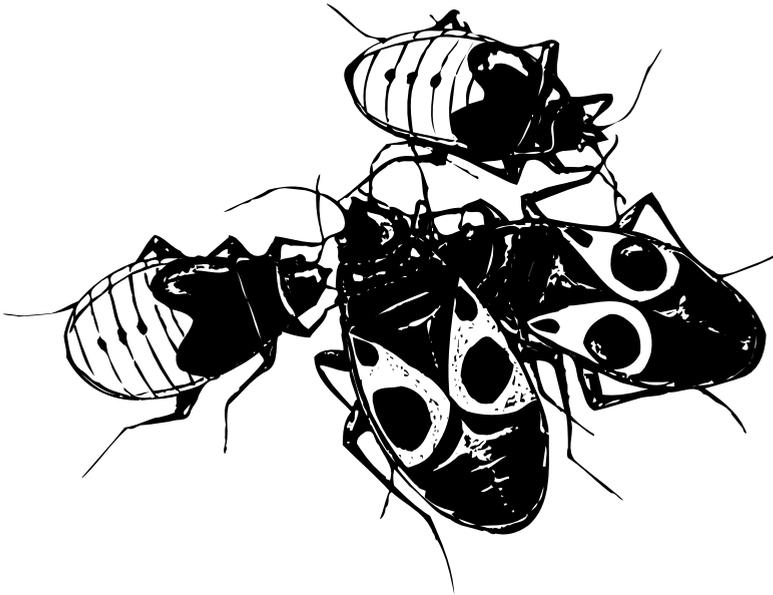


Heft 10/2007



Insecta

Bundesausschuss Entomologie
Zeitschrift für Entomologie und Naturschutz



Heft 10/2007



Impressum

© 2007 NABU – Naturschutzbund Deutschland e.V.

Herausgeber:

NABU-Bundesfachausschuss Entomologie

Schriftleiter:

Dr. JÜRGEN DECKERT

Museum für Naturkunde der Humbolt-Universität zu Berlin

Institut für Systematische Zoologie

Invalidenstraße 43

10115 Berlin

E-Mail: juergen.deckert@museum.hu-berlin.de

Redaktion:

Dr. JÜRGEN DECKERT, Berlin

UWE LEHMANN, Großenhain

JOACHIM SCHULZE, Berlin

Dr. PETER SPRICK, Hannover

Verlag:

NABU

Postanschrift: NABU, 10108 Berlin

Telefon: 030.28 49 84-0

Telefax: 030.28 49 84-20 00

E-Mail: NABU@NABU.de

Internet: www.NABU.de

Titelbild:

Gallen der Eichenknospen-Gallwespe *Andricus foecundatrix* (HARTIG, 1840)

Foto: J. DECKERT, (siehe Beitrag von Prof. Dr. U. SEDLAG ab S. 49)

Gesamtherstellung:

Satz- und Druckprojekte TEXTART Verlag,

ERIK PIECK, Karl-Haberland-Straße 17, 42699 Solingen, Telefon 02 12.433 43

E-Mail: Erik.Pieck@t-online.de

Insecta erscheint in etwa jährlichen Abständen

ISSN 1431-9721

Inhalt

ACHTZIGER, R., FRIEB, T., RABITSCH, W.:	Die Eignung von Wanzen (Insecta, Heteroptera) als Indikatoren im Naturschutz5
DOBLER, S.:	Anpassungen an Pflanzensekundärstoffe in der Evolution von Blattkäfern (Coleoptera, Chrysomelidae)41
SEDLAG, U.:	Gallen und Gallinsekten – Musterbeispiele der Koevolution?49
GLADIS, T.:	Beobachtungen zu Rosskastanienminiermotten sowie zum Besuch und Verhalten alt- und neuweltlicher Bestäuber auf Kürbisblüten53
WERNER, D. J.:	Verbreitung, Wirtspflanzenwechsel und Naturschutzaspekte bei Wanzen (Heteroptera) an Zypressengewächsen (Cupressaceae) in Deutschland59
SIMON, H.-R.:	Das Ökosystem Apfelbaumkrone im Spiegel seiner Raubarthropoden-Synusien61
SIMON, H.-R.:	Collembolen-Synusien in Apfelbaumkronen – Ergebnisse einer Monitoring-Serie (1999-2005) in Süd-Hessen85
RINGEL, H., HAMPEL, J., MÜLLER-MOTZFELD, G.:	Brachen und extensiv genutzte Äcker als Lebensraum für Käfer (Coleoptera)113
WINKEL, S., SCHROTH, M., BRESSLER, W., FLÖBER, E., KUPRIAN, M.:	Wiederfund der Kleinen Zangenlibelle im Natura 2000-Gebiet 5818-401 „Main bei Mühlheim und NSG Rumpenheimer & Bürgeler Kiesgruben“ und Rückkehr der Art an den Untermain123

Redaktionelle Hinweise

Manuskripte für Tagungsberichte, wissenschaftliche Beiträge, Tätigkeitsberichte, Kurzmeldungen, Buchbesprechungen usw. sind bitte an die Redaktion zu richten. Für die Abgabe der Manuskripte gelten folgende Hinweise: neue Rechtschreibung, einspaltiger Fließtext ohne Silbentrennung, Zeilenabstand 1 ½-zeilig, Rand von mindestens 3 cm, Nummerierung der Seiten, Art und Gattungsnamen in *kursiv*, Autorennamen in KAPITÄLCHEN, Hervorzuhebendes kann fett gedruckt werden. Beispiele für die Abfassung der Literaturzitate sind dem vorliegenden Heft zu entnehmen. Der Beitrag sollte getrennt nach Text und Abbildungen entweder als E-Mail oder auf CD übermittelt werden. Bei Abbildungen und Tabellen ist auf eine ausreichende Auflösung und eindeutige Beschriftung zu achten. Ein zusätzlicher Papierausdruck ist wünschenswert, Abbildungen wie Strichzeichnungen, Karten etc. sind auf reinweißem Karton oder Transparentpapier auf gesondertem Bogen beizufügen.

Die Autoren verantworten den Inhalt ihrer Beiträge selbst.

Honorare werden nicht gezahlt.

Von jeder Arbeit werden den Autoren 30 Separatdrucke kostenlos zugestellt. Darüber hinaus gehende Heftbestellungen sind gebührenpflichtig.

Ein Nachdruck – auch auszugsweise – bedarf der Zustimmung des Herausgebers.

ROLAND ACHTZIGER, Freiberg, THOMAS FRIEB, Graz & WOLFGANG RABITSCH, Wien

Die Eignung von Wanzen (Insecta, Heteroptera) als Indikatoren im Naturschutz

Abstract

True bugs (Insecta: Heteroptera) as suitable indicators for nature conservation. True bugs (Insecta, Heteroptera) are rarely used as indicators in conservation biology. They are regarded unsuitable either because of low explanatory power or lack of specialists. The aim of the present paper is - with a focus on Germany, Austria and Switzerland - to reconsider this judgement by taking a closer look upon current taxonomic and faunistic knowledge, availability of standardized collecting techniques and sampling designs, indicatory value, availability of red lists of endangered species and cost-benefit analyses of collecting and determination. Suggestions for standardized collecting techniques are given for different habitat types. The paper emphasizes the high cost-benefit value of Heteroptera due to their high indicatory value at low costs for collecting and determination. Heteroptera are considered to be very profitable and highly suitable indicators for nature conservation.

Key words: Heteroptera, nature conservation, indicators, evaluation, biodiversity.

1 Einleitung

In naturschutzfachlichen Gutachten, bei Artenschutzprojekten, in den europäischen Naturschutzrichtlinien, der Naturschutzforschung sowie bei Planungen von umweltrelevanten Projekten (z. B. UVS, UVE) sind Insekten im Allgemeinen nicht mit jener Präsenz vertreten, wie es ihnen aufgrund ihrer Artenvielfalt, Individuenzahlen und funktionellen Bedeutung sowie ihrer Indikatoreigenschaften in fast allen Biotoptypen Mitteleuropas zustehen würde (u. a. HAVELKA 1978, PLACHTER 1994, RIECKEN 1997, GEPP 1999, 2001, MÜLLER-MOTZFELD 2000, DUELLI & OBRIST 2003a). Die entomologische Komponente wird im Rahmen raumrelevanter Studien, wenn überhaupt, meist nur durch eine „planungsrelevante“ Insektengruppe, wie etwa Heuschrecken, Libellen, Laufkäfer oder Tagfalter abgedeckt (GÜNTHER et al. 2005). Gegenüber diesen Modellgruppen werden andere Insektentaxa, die ebenfalls über ein hohes Indikationspotenzial für naturschutzfachliche Aussagen verfügen, vernachlässigt bzw. aufgrund verschiedener Kriterien als weniger geeignet angesehen (PLACHTER

et al. 2002). Zu solchen „Stiefkindern“ der Entomologie (KLAUSNITZER 1997) gehören ohne Zweifel auch die Wanzen (Heteroptera), die mit etwa 1100 Spezies in Mitteleuropa die artenreichste und ökologisch vielfältigste hemimetabole Insektengruppe bilden (z. B. MELBER 1999a): Zusammen mit den Zikaden („Auchenorrhyncha“), Blattläusen (Aphidina), Blattflöhen (Psyllina), Schildläusen (Coccina) und Weißen Fliegen (Aleyrodina) gehören die Wanzen zu den Hemiptera oder Rhynchota (Schnabelkerfe), die allesamt durch einen charakteristisch gebauten Stechrüssel gekennzeichnet sind. Im Unterschied zu den anderen Insektengruppen besitzen Wanzen so genannte Stinkdrüsen, die Sekrete zur Verteidigung produzieren und auch Signalwirkung haben können. Außerdem ist der Vorderflügel der meisten Wanzen typischerweise in zwei verschiedene Teile, das verstärkte Corium und die häutige Membran, aufgeteilt (daher Heteroptera, Verschiedenflügler). Außerdem gibt es bei den Wanzen neben pflanzensaugenden Arten auch räuberisch oder parasitisch lebende Arten sowie Gruppen, die auf der Gewässeroberfläche (z. B. Gerridae, Wasserläu-

fer) oder in Gewässern leben (z. B. Corixidae, Ruderwanzen). Als hemimetabole Insekten gleichen sich die Larven und die Adulten einer Art hinsichtlich Morphologie, Aussehen und häufig auch in der Lebensweise.

In den Arbeiten von DECKERT & HOFFMANN (1993), MELBER (1999a) und im Besonderen von ZIMMERMANN & MORKEL (2001) werden z. T. detaillierte Ausführungen über wichtige Rahmenbedingungen bei der Verwendung von Heteropteren als Bioindikatoren gegeben und das hohe Indikationspotenzial herausgestellt. Als Weiterführung dieser Arbeiten ist das Ziel unseres Beitrages, anhand verschiedener Kriterien die Eignung der Wanzen als Indikatoren für naturschutzfachliche Aussagen und Planungen sowie als Indikatoren für die Biodiversität herauszuarbeiten. Dabei wird ein Überblick über die ökologisch-naturschutzfachlich relevante Literatur mit Schwerpunkt im deutschsprachigen Raum (Deutschland, Österreich, Schweiz) sowie über Erfassungs- und Auswertemethoden gegeben und die Einsatzmöglichkeiten der Wanzen als Indikatoren im Naturschutz anhand ausgewählter Beispiele verdeutlicht. Dadurch soll erreicht werden, dass die Wanzen in Zukunft verstärkt für die Bearbeitung naturschutzfachlicher Fragestellungen herangezogen werden und damit auch die derzeit noch bestehenden Wissensdefizite behoben werden können.

2 Eignung von Wanzen als Indikatoren im Naturschutz

2.1 Indikatoren im Naturschutz

In der Naturschutzbiologie werden das Vorkommen und die Häufigkeit einzelner Arten bzw. Parameter von Artengemeinschaften wie die Artenzahl, Diversität oder die Zusammensetzung bestimmter ökologischer Gilden (s. Kap. 3.1) als **Bioindikatoren** für naturschutzfachliche Aussagen herangezogen, etwa für die Wertigkeit, die Schutzwürdigkeit oder die Gefährdung bzw. Belastung eines Gebiets oder einer konkreten Fläche (z. B. RIECKEN 1992). Bei der Indikation mittels Tieren stehen dabei besonders solche Ökosystemeigenschaften im Fokus, welche mit anderen Methoden nicht oder nur mit sehr hohem Aufwand ermittelt werden

können, wie etwa Alter und Reifegrad, Lebensraumdynamik oder innere und äußere Biotopstruktur (RIECKEN 1992). Je nach Funktion und Ziel der Indikation wird zwischen Zustandsindikatoren (Indikatorarten, Zeigerarten, Biodeskriptoren), Klassifikationsindikatoren (Charakterarten, Leitarten), Wert-/Bewertungsindikatoren (wertgebende Arten) und Zielindikatoren (Zielarten, Arten als Zielindikatoren) unterschieden (PLACHTER et al. 2002). Damit Arten als Indikatoren z. B. im Sinne von Zeigerarten geeignet sind, muss eine hohe Korrelation zwischen ihrem Auftreten und bestimmten Umweltfaktoren gegeben sein. Meist handelt es sich dabei um Arten mit einer geringen ökologischen Reaktionsbreite bezüglich des zu indizierenden Faktors. Auf der Ebene der lokalen Artengemeinschaft werden Arten mit ähnlichen ökologischen Ansprüchen (z. T. zusammengefasst zu Indikatorgilden) auf bestimmte Lebensraumveränderungen ähnlich reagieren (Zunahme oder Abnahme), so dass sich die Einflüsse in einer (veränderten) Artenzusammensetzung widerspiegeln (s. Kap. 4. 2).

2.2 Derzeitige Einschätzung der Eignung der Wanzen als Indikatoren

In der Literatur zur Auswahl geeigneter Indikator- und Deskriptorgruppen finden sich nur wenige Hinweise auf die Möglichkeiten des Einsatzes von Wanzen im Rahmen naturschutzfachlicher Fragestellungen. Entweder fehlen Nennungen gänzlich oder Heteropteren werden nur peripher erwähnt (z. B. RIECKEN & BLAB 1989, RECK 1990, FINCK et al. 1992, MÜHLENBERG 1993, PLACHTER et al. 2002). So ordnen PLACHTER et al. (2002) in ihrer Zusammenstellung der Methodenstandards im Naturschutz die Wanzen hinsichtlich ihrer Eignung für Planungen anhand von fünf Beurteilungskriterien und mittels vier Beurteilungsstufen (günstig, eher günstig, eher ungünstig, ungünstig) wie folgt ein:

- (1) Kenntnisstand: eher günstig
- (2) Verfügbarkeit etablierter Erhebungsmethoden: eher günstig
- (3) Indikatorischer Wert: eher günstig
- (4) Vorhandensein von Roten Listen: eher ungünstig
- (5) Bearbeitungsaufwand: eher ungünstig

Insgesamt stufen PLACHTER et al. (2002) die Wanzen hinsichtlich ihrer Eignung für planerische Fragestellungen in die Kategorie „eher ungünstig“ ein. Damit rangieren die Wanzen zusammen mit Schwebfliegen oder Zikaden hinter Nachtfaltern (eher günstig) oder Ameisen (eher günstig). Diese Beurteilung erfolgte aufgrund des Wissensstands aus dem Jahr 2000. Mittlerweile sind jedoch neue Erkenntnisse etwa zu Ökologie, Taxonomie, Verbreitung und Gefährdungssituation (Rote Listen) hinzugekommen, und wurden Wanzen verstärkt in der Naturschutzforschung und -praxis als Indikatorgruppe eingesetzt. Daher soll im folgenden Abschnitt ein Überblick über die derzeitige Situation bezüglich der oben genannten fünf Beurteilungskriterien gegeben werden.

2.3 Die Eignung der Wanzen als Indikatoren im Naturschutz

2.3.1 Kriterium „Kenntnisstand“

Nach ACHTZIGER (1999) sind für den Einsatz einer Insektengruppe als Indikator- oder Zeigergruppe in der Naturschutzforschung insbesondere genaue Kenntnisse

- über die einzelnen Arten (Faunistik / Verbreitung, Taxonomie, Bionomie, Ökologie) und ihre Beziehung zu bestimmten ökologischen und naturschutzrelevanten Faktoren und Parametern (z. B. Habitatzustand, Nutzung, Vegetation) sowie
- über die Struktur und Dynamik der (lokalen) Artengemeinschaften und die sie beeinflussenden Parameter und Prozesse erforderlich.

Im Folgenden wird ein Überblick über den derzeitigen Kenntnisstand zu den Aspekten Ökologie und naturschutzrelevante Faktoren, Taxonomie und Verbreitung für die Wanzen gegeben, wobei der Schwerpunkt auf dem deutschsprachigen Raum liegt.

(a) Kenntnisse zum faunistischen Bearbeitungsstand

Der faunistische Bearbeitungsstand für den Bezugsraum kann als sehr gut bezeichnet werden. Das überregionale Arteninventar ist annähernd vollständig erfasst, wobei sich in Mitteleuropa – wie in anderen Tiergruppen auch –

immer wieder neue Wanzenarten finden, etwa aufgrund von Verschleppungen und Einwanderungen (u. a. SIMON 2003, FORSTER et al. 2005, RABITSCH & HEISS 2005, WERNER 2006), durch faunistische Neuentdeckungen (u. a. GÜNTHER & STRAUß 2006) sowie aufgrund taxonomischer Änderungen (u. a. GÜNTHER 1997, RIEGER & RABITSCH 2006). Selten werden auch für die Wissenschaft neue Arten in Mitteleuropa entdeckt und beschrieben (z. B. HECKMANN 2000). GÜNTHER & SCHUSTER (2000) listen für Mitteleuropa 1088 Wanzenarten auf, spätere Ergänzungen sind bei HOFFMANN & MELBER (2003) für Deutschland und bei RABITSCH (2005b) für Österreich zu finden. Die aktuelle Systematik und Nomenklatur (inkl. Synonymen) wird im Katalog der paläarktischen Heteropteren zusammengefasst (AUKEMA & RIEGER 1995, 1996, 1999, 2001, 2006). Ein weiterer Band mit Neuerungen und Korrekturen ist zurzeit in Vorbereitung (AUKEMA in litt.).

Zusammenfassende Länderlisten gibt es für Deutschland (HOFFMANN & MELBER 2003, HOFFMANN 2004a; 867 Arten) und für Österreich (RABITSCH 2005b; 894 Arten). Für die Schweiz liegt keine publizierte Gesamtartenliste vor: DI GIULIO et al. (2000a) erwähnen (nach einer unpublizierten Liste von A. OTTO) 758 schweizerische Wanzenarten. In Deutschland liegen für alle Bundesländer, in Österreich nur für drei von neun Bundesländern Artenverzeichnisse vor (RABITSCH 2005b).

Die Anzahl an heteropterologisch arbeitenden Entomologen war historisch immer und ist auch derzeit noch relativ gering (RABITSCH 2006b). Derzeit gehören der „Arbeitsgruppe Mitteleuropäischer Heteropterologen“ ca. 60 bis 70 Wanzenkundige an. Es sind zwar zahlreiche Faunenverzeichnisse und Checklisten für bestimmte Städte, Regionen und Bundesländer verfügbar, der faunistische Erforschungsstand kann sich jedoch regional erheblich unterscheiden. Diese zum Teil lückenhaften Datengrundlagen zur regionalen und überregionalen Verbreitung und zu den Abundanzen von Wanzen müssen entsprechend bei naturschutzfachlichen Auswertungen berücksichtigt werden (z. B. Einstufung der regionalen Seltenheit, regionale Gefährdung). So erbrachte eine einjährige Untersuchung einer Moorfläche in den als

faunistisch gut erforscht geltenden österreichischen Bundesländern Kärnten und Steiermark 14 Bundesland-Erstnachweise (FRIEß 1998).

Erwartungsgemäß sind im Alpengebiet die Lücken in der faunistischen Erforschung größer als in den Tal- und Mittelgebirgslagen. Hier harren mit großer Wahrscheinlichkeit noch einige Besonderheiten ihrer Erforschung. Kleiräumig verbreitete Endemismen, z. B. Gipfel- oder Höhlenendemiten, sind innerhalb der Wanzen in Mitteleuropa nicht bekannt (jedoch in Slowenien, z. B. GOGALA 2006). Die österreichische Endemiten-Bearbeitung von RABITSCH (in Vorb.) weist keine Endemiten (100 % des Areals in Österreich) und nur wenige Subendemiten (mindestens 75 % des Areals in Österreich) aus. Offenbar wurde die Wanzenfauna Mitteleuropas durch die Eiszeiten nahezu voll-

ständig in die südlichen Refugialgebiete gedrängt, von wo die postglaziale Wiederbesiedlung erfolgte. Die erst kürzlich beschriebenen Weichwanzenarten *Blepharidopterus riegeri* (HECKMANN, 2000) und *Dicyphus botrydis* RIEGER 2002 sind bislang nur aus der Schweiz und Deutschland bekannt, eine weitere Verbreitung ist aber zu erwarten.

Die Auffüllung dieser bestehenden Wissenslücken kann grundsätzlich nur durch verstärkte faunistische und ökologische Untersuchungen erfolgen. Für besser untersuchte Gebiete liegt jedoch, je nach Anzahl und Aktivität der Heteropterologen, im Vergleich zu anderen ähnlich umfangreichen Tiergruppen wie Zikaden, Spinnen oder auch Totholzkäfern eine gute regionale Datengrundlage für ökologisch-angewandte Auswertungen vor.

Tabelle 1. Zusammenstellung von Bestimmungswerken für die Wanzen Mitteleuropas

Gruppen	Literatur
Alle Gruppen	WAGNER (1952, 1961, 1966, 1967), STICHEL (1957-1962), SOUTHWOOD & LESTON (1959) Larvenstadien: SOUTHWOOD (1956)
Nepomorpha, Gerromorpha	NIESER (1978), SAVAGE (1989), ANDERSEN (1994, 1996), RABITSCH (2005c)
Corixidae	JANSSON (1986)
Miridae	WAGNER & WEBER (1964)
Saldidae, Leptopodidae	PÉRICART (1990)
Tingidae	PÉRICART (1983)
Nabidae	PÉRICART (1987)
Anthocoridae, Cimicidae, Microphysidae	PÉRICART (1972)
Lygaeidae	PÉRICART (1999a, b, c)
Piesmatidae	HEISS & PÉRICART (1983)
Berytidae	PÉRICART (1984)
Coreoidea	MOULET (1995)
Pentatomoidea part	DERJANSCHI & PÉRICART (2005)

(b) Kenntnisse zur Taxonomie und Vorhandensein von Bestimmungsliteratur

Für die Bestimmung der Heteropteren Deutschlands, Österreichs und der Schweiz stehen derzeit nur die z. T. revisionsbedürftigen Werke von WAGNER (1952, 1961, 1966, 1967) und STICHEL (1957 bis 1962) sowie zahlreiche Einzelveröffentlichungen zur Verfügung. Außerdem gibt es für eine Reihe von Wanzengruppen aktuelle und teilweise hervorragende Bestimmungswerke, vorwiegend in französisch und englisch, mit der eine Bestimmung der Arten in Mitteleuropa weitestgehend sicher erfolgen kann (Tabelle 1).

Zur sicheren Bestimmung mitteleuropäischer Wanzen ist allerdings - ähnlich wie bei allen anderen Insektengruppen auch - eine mehrjährige Erfahrung erforderlich und die Verwendung einer Vergleichssammlung ratsam. Heteropteren werden am besten trockenpräpariert und auf Plättchen geklebt (ABRAHAM 1991). Bei diversen Gattungen ist eine Genitalpräparation zur Artdiagnose unumgänglich. Grundsätzlich ist somit eine sichere Bestimmung von mitteleuropäischen Wanzen unter Umständen aufwändig, aber in beinahe 100 % der Fälle möglich.

Das Fehlen eines aktuellen, deutschsprachigen Bestimmungsbuches erschwert natürlich insbesondere den Einstieg in die Determination der Wanzen. Allerdings wird ein solches Bestimmungswerk in WACHMANN et al. (2006) für die Zukunft angekündigt. Es soll als Ergänzung zu den Wanzenbänden der Tierwelt Deutschlands (WACHMANN et al. 2004, 2006, in Vorb.) dienen, in denen alle mitteleuropäischen Wanzenarten zum Großteil mit Farbfotos und ihre Lebensweise vorgestellt werden. Als weitere Hilfestellung bei der Bestimmung von Wanzen liegt eine von Gerhard Strauß (Biberach, Deutschland) zusammengestellte DVD über Wanzen mit aktuell über 1100 Arten vor, wovon bei vielen auch Abbildungen der Genitalstrukturen gezeigt werden.

Grundsätzlich empfiehlt sich für Anfänger die Kontaktaufnahme zu arrivierten Bearbeitern, z. B. über die „Arbeitsgruppe Mitteleuropäischer Heteropterologen“. Die Arbeitsgruppe organisiert jährliche Treffen und gibt mit dem

HETEROPTERON (Hrsg. H.-J. Hoffmann, Universität zu Köln) auch eine periodisch erscheinende Zeitschrift heraus.

(c) Kenntnisstand zur Ökologie und zu naturschutzfachlichen Faktoren

Obwohl es in manchen Gattungen und Arten (vor allem kleinere und versteckt lebende Formen) nur ungenaue Angaben zur Ökologie gibt, kann die Biologie und Ökologie der Wanzenarten Mitteleuropas allgemein als gut erforscht gelten. Viele für naturschutzfachliche Aussagen notwendige Angaben zu Lebensweise (Lebenszyklus, Überwinterung), Biologie/Ökologie (z. B. Habitatsprüche, Nahrungspflanze, Ernährungsweise) und Biogeographie finden sich in den oben genannten Bestimmungswerken (Tabelle 1), insbesondere in WAGNER (1952ff.), WAGNER & WEBER (1964), STICHEL (1957ff.), SOUTHWOOD & LESTON (1959) und PERICART (1972ff.) sowie in den synthetischen Arbeiten von J. STEHLÍK (z. T. gemeinsam mit I. VAVRÍNOVÁ) der Jahre 1982 bis 2002. Eine zusammenfassende Neubearbeitung für alle Heteropteren Deutschlands und Österreichs legen WACHMANN et al. (2004, 2006, in Vorb.) vor. Weitere Hinweise finden sich etwa in DORROW et al. (2003) oder RABITSCH (2007a). In der Arbeit von RABITSCH et al. (in Vorb.) wird der aktuelle Kenntnisstand zur Ökologie der mitteleuropäischen Heteropteren tabellarisch aufgelistet, wodurch die Verwendung von Wanzen als Bioindikatoren und für statistische Auswertungen bei naturschutzfachlichen Projekten wesentlich erleichtert werden wird. Weitere Informationen sind in zahlreichen Einzelarbeiten enthalten, die entweder einzelne Arten, meistens jedoch Artengemeinschaften in bestimmten Lebensräumen oder unter bestimmten Fragestellungen behandeln (vgl. ZIMMERMANN & MORTEL 2001).

In Tabelle 2 wird eine subjektive und sicherlich nicht vollständige Auswahl der uns verfügbaren ökologisch-faunistischen und angewandt-ökologischen Arbeiten über Wanzen in mitteleuropäischen Biotoptypen präsentiert, wobei der Schwerpunkt der Zusammenstellung auf dem deutschsprachigen Raum liegt. Viele der berücksichtigten Arbeiten beschäftigen sich auch mit ökologischen bzw. naturschutzfach-

Tabelle 2. Auswahl von naturschutzrelevanten Arbeiten über die Wanzen der wichtigsten Biotoptypen Mitteleuropas (Biotoptypen verändert nach RIECKEN et al. 2006)

Biotoptyp	Literaturquellen
Küstenbiotope	NIEDRINGHAUS & BRÖRING (1986, 1992), BRÖRING & NIEDRINGHAUS (1989, 1992), MARTSCHEI (1997), BRÖRING (2001), PAULUS (2002),
Fließende Gewässer	MESSNER et al. (1982), WEIGELHOFER et al. (1992), HOFFMANN (2004b)
Stehende Gewässer	SCHUSTER (1992), GRIMM (1994), NIEDRINGHAUS et al. (1997), BRÖRING (2001) neu geschaffene Teiche: LÖDERBUSCH (1984), HEITKAMP et al. (1985), GEILING & DÜX (1993), GEILING (1994), WOLLMANN (2000), BÍRO (2003)
Hoch- und Zwischenmoore	MELBER & HENSCHHEL (1981), ZIMMERMANN (1983), REMANE & REIMER (1989), RIEGER (1989), ACHTZIGER & SCHOLZE (1996, im Druck), EHLINGER et al. (1997), WAGNER (1999), FREESE (2003)
Niedermoore, Röhrichte	GÜNTHER (1988), GÖLLNER-SCHIEDING (1990), ACHTZIGER & SCHOLZE (1996), SCHUSTER (1995), NIEDERER (1998a, 2003), FRIEB (1998)
Grünland, allgemein	LEHMANN (1932), MARCHAND (1953), REMANE (1958), VOELLMY & SAUTER (1983), DI GIULIO (2000), DI GIULIO et al. (2000a)
– Feucht- und Nassgrünland	THARSEN (1987), HILDEBRANDT (1995), ACHTZIGER et al. (1995, unpubl.), ACHTZIGER et al. (1999a), SIMON (2007), Überschwemmungsflächen: WITSCHI & ZETTEL (2002)
– Frischwiesen und -weiden	BONESS (1953), SCHÄFER (1993), SCHÄFER et al. (1995), ROTH (1998), ACHTZIGER et al. (1999a), ZURBRÜGG & FRANK (2006)
– Trocken-/Mager-rasen, Heiden	BORNHOLDT (1991), BERNHARDT (1996), MARTSCHEI (2004), RABITSCH & WAITZBAUER (1996), RABITSCH et al. (1998), OTTO (1996), FRIEB et al. (2004), KEIENBURG et al. (2004), SCHMIDT & MELBER (2004), MORKEL (2006)
Wälder, diverse Baumarten	ŠTEPANOVĚOVÁ (1973), KØISTEK & DOBŠIK (1985), ACHTZIGER (1991) GÖLLNER-SCHIEDING (1992), SIOLI (1996); MAIER (1997), BRÄNDLE & RIEGER (1999), DOROW (1999, 2001, 2006), ŠTEPANOVĚOVÁ & DEGMA (1999), WEGENER & ROTH (1999), FRIEB (2000a), MORKEL (2001b), FLOREN & GOGALA (2002), ENGEL & GOBNER (2004), GOBNER & BRÄU (2004), GOBNER (2004, 2005, 2006), GOBNER & AMMER (2006), WERNER (2004)
Hecken, Waldmäntel, Feldgehölze, (Streu-)Obstbestände, Ufergehölzstreifen	ZWÖLFER (1984), ZWÖLFER et al. (1984), ACHTZIGER (1991, 1995, 1997, 1998), SIMON (1992), BERNHARDT (1993), CARL (1993), ACHTZIGER et al. (1999b), REIF & ACHTZIGER (2001)

Biototyp	Literaturquellen
Acker, Ackerbrachen, Ruderalflächen, Raine und Säume	BERNHARDT (1986), MUNK (1986), RAUS (1990), ACHTZIGER (1991), ALBRECHT (1997), ROTH (1997), HATTWIG (1997), FAUVEL (1999), FRIEB (1999, 2003), ULLRICH (1999, 2001), PACHINGER (2002), ASTERAKI et al. (2004), DAMKEN & BIEDERMANN (2007)
Biotope der Alpen	FRIEB (2000b, 2006), FRIEB & ADLBAUER (2007)
Biotopkomplexe/ Landschaften	Flussmarschgebiet: BERNHARDT & HANDKE (1998), BRÖRING & NIEDRINGHAUS (1997), MARTSCHEI (1997), Trockengebiet: BERNHARDT (1985), MORTEL (2001a)
Sonstige Biotope	Bergsturzgebiet: FRIEB (2001) Sprengfläche: HULTSCH (2004, unpubl.) Sandgruben: BERNHARDT & HANDKE (1994) Sandberge und Binnendünen: PENTH (1952), BURGHARDT & RIEGER (1978), GÜNTHER et al. (1982), GÜNTHER (1987), RIEGER et al. (1989), ŠTEPANOVIČOVÁ & BARANCOVÁ (1993), VOIGT (1994); RABITSCH (2002a,b) Binnen-Salzlebensräume: RABITSCH (2006a) Trockenmauern: OBERMANN (2000) Heißbländen (Trockenstandorte auf Schotterflächen in der Donau), Trockenauen: RIEGER (2000), RABITSCH (2005a) Weinbaugebiete: BURKHOLDER (1993, unpubl.) Bergbaufolgelandschaften: BRÖRING & WIEGLEB (1999, 2005), BRÖRING et al. (2005) Schwermetallbelastete Flächen: HÄNSEL (2001, unpubl.) Urbane Biotope: BRÖRING & NIEDRINGHAUS (1988), ZELTNER (1989), GÖLLNER-SCHIEDING (1992), HOFFMANN (1992), BRUELHEIDE & ZUCCHI (1993), WYNGER & BURGHARDT (2003), HELDEN & LEATHER (2004), RABITSCH (2004), ACHTZIGER & TAUTENHAHN (2006) Militärische Übungsplätze: MELBER et al. (1996), GÜNTHER (2003), FRIEB & ADLBAUER (2007)

lichen Aspekten wie dem Auftreten seltener und gefährdeter Arten, liefern Aussagen zum Einfluss der Bewirtschaftung, den Gefährdungsfaktoren und fallweise auch Hinweise auf optimierende oder erhaltende Maßnahmen.

Tabelle 3 enthält eine Auswahl an ökologischen Studien, die sich mit dem Einfluss ökologischer bzw. naturschutzrelevanter Parameter auf Wanzenarten und deren Zönosen beschäftigt. Weitere Beispiele und Ergebnisse von Studien werden in Kap. 4 erörtert.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass ausreichende Kenntnisse und Fallstudien für den Einsatz von Wanzen als Indikatoren für naturschutzfachliche Aussagen vorliegen. Zudem werden diese Grundlagen bei einem verstärkten Einsatz der Heteropteren weiter ausgebaut.

2.3.2 Kriterium „Verfügbarkeit etablierter Erhebungsmethoden“

Da die Wanzen eine außerordentliche Vielseitigkeit hinsichtlich ihres Vorkommens in unterschiedlichsten Straten (Boden, Moos-, Kraut-, Baumschicht) und Lebensraumtypen (alle limnischen und terrestrischen sowie diverse Mikrohabitate) aufweisen (s. Kap. 3), muss bei **qualitativen Erfassungen oder Kartierungen der in einem Gebiet vorkommenden Wanzenarten** immer eine Kombination an Erfassungsmethoden angewandt werden. Dieser Methodenmix besteht zumeist aus Kescherfang (Krautschicht), Klopfmethode (Gebüsch- und untere Baumschicht) sowie gezieltem Handfang an potenziell geeigneten Stellen (unter Rinde, unter Steinen, im Moos) oder bestimmten Pflanzenarten. Hinzu kommen je nach Frage-

Tabelle 3. Auswahl von Literatur zur Struktur von Wanzenzönosen im Zusammenhang mit naturschutzrelevanten Faktoren

Untersuchungsparameter	Literaturquellen
Habitatparameter	
Vegetation (Zusammensetzung, Diversität, Struktur)	Offenbiotope: DI GIULIO (2000), DI GIULIO et al. (2000a, b), INDERMAUR (2001), ZURBRÜGG & FRANK (2006) Gehölzbiotope: ACHTZIGER (1995, 1997, 1998)
Alter/Sukzessionsstadium	Allgemein: BROWN (1982) Trockengrünland: BORNHOLDT (1991), MARTSCHEI (2004) Ackerbrachen: GREILER (1994), PACHINGER (2002), FRANK & KÜNZLE (2006) Almweiden: FRIEB (unpubl.) Städtische Brachflächen: DAMKEN & BIEDERMANN (2007) Künstlich angelegte Teiche: LÖDERBUSCH (1984), HEITKAMP et al. (1985), BERNHARDT (1991), GEILING & DÜX (1993), GEILING (1994), WIPRÄCHTIGER (1999) Sandgruben: BERNHARDT (1989) Hecken/Waldmäntel: ACHTZIGER (1995, 1998) Streuobstbestände: ACHTZIGER et al. (1999b), ACHTZIGER et al. 2001, unpubl.) Sonstige: BERNHARDT (1989), BERNHARDT & HANDKE (1989), ULLRICH (2001)
Flächengröße	Hecken/Waldmäntel: ACHTZIGER (1995) Ackerbrachen: KAUWLING et al. (1995)
Isolation/Fragmentierung	STÖCKLI & DUELLI (1989), BECKER (1992), OTTO (1996), DUELLI & OBRIST (2003b), HINES et al. (2005)
allgemeine Biodiversität	DUELLI & OBRIST (1998), OBRIST & DUELLI (1998)
Nutzungsparameter	
Nutzung/Pflege/Nutzungsintensivierung	REMANE (1958), ZELTNER (1989), BOCKWINKEL (1990), MORRIS (1990 a,b), SIMON (1992), MELBER (1993), SCHÄFER (1993), SCHÄFER et al. (1995), OTTO et al. (1995), OTTO (1996), ALBRECHT (1997), NIEDERER (1998b), FRIEB (1999), ACHTZIGER et al. (1999a), BORNHOLDT et al. (2000, 2001), DI GIULIO (2000), INDERMAUR (2001), FRIEB et al. (2001, 2004), PACHINGER (2002), FREESE (2003), ENGEL & GOBNER (2004), MANHART et al. (2004), RABITSCH (2005a), FRIEB (2006)
Düngung/Immissionen	REMANE (1958), VOIGT (1985), DOROW (1994), DI GIULIO (2000), DI GIULIO et al. (2001), BORNHOLDT et al. (2001), PERNER et al. (2003)
Mahd	BONESS (1953), OST (1979), MORRIS & PLANT (1983), BOCKWINKEL (1988, 1990), BORNHOLDT (1991), KLIEBER et al. (1995), OTTO et al. (1995), SCHÄFER et al. (1995), OTTO (1996), BORNHOLDT et al. (1997, 2001), ACHTZIGER et al. (1999a), GERSTMEIER & LANG (1999), DI GIULIO et al. (2000a, b, 2001)

Untersuchungsparameter	Literaturquellen
Beweidung	BORNHOLDT (1991), SIMON (1992), SCHÄFER (1993), KOTT (1995), SCHÄFER et al. (1995), OTTO (1996), MORKEL (2001a, 2002), KRUESS & TSCHARNTKE (2002), KEIENBURG et al. (2004), SCHMIDT & MELBER (2004), ZURBRÜGG & FRANK (2006), RABITSCH (2007b)
Brennen	MORRIS (1975), MELBER & PRÜTER (1997), WYNIGER & DUELLI (2000), SCHMIDT & MELBER (2004), FRIEB (unpubl.)
Mulchen	BORNHOLDT (1991), BORNHOLDT et al. (1997), BORNHOLDT et al. (2001)
Gehölzrückschnitt/ Schwenden/Gehölzentfernung, Aufforstung	BORNHOLDT (1991), GREATOREX-DAVIS (1994), RABITSCH et al. (1998), MORKEL (2001a), RABITSCH (2002a)
Verjüngungseingriffe im Wald	ENGEL & GOBNER (2004)
Gebietsfremde Wirtspflanzen (Neophyten)	WERNER (1994, 2004), GOBNER, (2004), GOBNER & BRÄU (2004)
Gentechnisch veränderte Organismen (GMOs), Biolandbau	ZWAHLEN et al. (2000), PONSARD et al. (2002), GRÜNBACHER & KROMP (2006)

stellung und Lebensraumtyp weitere entomologische Standardfreilandmethoden, die jeweils einen spezifischen Teil der Wanzenzönose erfassen: Lichtfallen, Malaise-Fallen, Eklektorfallen, Bodensieb, Bodenfallen, Saugfallen, Was-serkescher u. ä. (Tabelle 4).

Für (semi-)quantitative Erfassungen der **Wanzengemeinschaften** einschließlich der Individuenzahlen der einzelnen Arten für vergleichende Analysen und statistische Auswertungen sollte der Probeumfang standardisiert und zumindest innerhalb der Studie einheitlich sein. Hierzu sollte die Schlaganzahl mit dem Kescher in einem bestimmten Areal limitiert werden, der Zeitraum für die Handsuche festgelegt und bei der Verwendung von Fallen die Fallenzahl sowie bei Saugfängen die Anzahl an Saugpunkten normiert werden.

In Tabelle 5 werden **Empfehlungen** zu Sammelmethode und Umfang sowie Abschätzungen des zu veranschlagenden Zeitaufwands zur Beurteilung von Heteropterenzönosen von Einzelflächen im Rahmen naturschutzfachlicher Fragestellungen in verschiedenen Lebensraumtypen gegeben. Es handelt sich dabei um Richt-

werte, die sich auf kleinflächige Standorte (200 bis 500 m²) mit klar abgrenzbaren Vegetationseinheiten beziehen (bei linearen Lebensraumtypen 50 m Länge) und daher je nach Fragestellung und Lebensraumausstattung modifiziert werden müssen. Dies ist etwa bei vergleichenden quantitativen Studien mit einer Vielzahl an Untersuchungsflächen der Fall; hier müssen die Anzahl an Begehungen und der Beprobungsaufwand an die Kapazitäten angepasst werden (s. u.). Geeignet sind die angegebenen Methoden insbesondere für Umweltverträglichkeitsstudien, Pflege- und Entwicklungsplanungen, Beweissicherung, Renaturierungsplanung, Monitoring und Erfolgskontrolle. Detaillierte Hinweise zum Erhebungsaufwand von Wanzen bezogen auf unterschiedliche Planungs- und Maßstabsebenen finden sich bei ZIMMERMANN & MORKEL (2001).

Bei der Untersuchung von Offenlandstandorten hat sich etwa eine semiquantitative Erfassung mit 60 bis 100 Kescherschlägen für Arten der Gras- und Krautschicht und eine ca. 30minütige Handsuche an bestimmten Nahrungspflanzen und Kleinstlebensräumen (z. B. Rinde,

Totholz, unter Steinen, Feuchtstellen, Moospolster) nach Lebensraumspezialisten in Kombination mit Bodenfallen zur Erfassung der endo- und epigäisch lebenden Wanzenarten bewährt (Tabelle 5). Alternativ kann ein Bodensauger (D-Vac, umgebauter Laubsauger) quantitative Daten liefern (vgl. STEWART 2002), wobei der Erfassungsgrad nach Erfahrungen der Autoren bei Wanzen im Vergleich zu Zikaden geringer ausfällt. Für verbuschte oder baumbestockte Lebensräume empfiehlt sich der normierte Einsatz eines Klopfschirms zur Erhebung der arborikolen Wanzengemeinschaft (STECHMANN et al. 1981). Aufgrund der hohen

Anzahl mono- und oligophager Arten sind eventuell eine nach Nahrungspflanzen differenzierte Beprobung und eine entsprechende Wirtspflanzenkenntnis der Bearbeiter notwendig.

Bei der Erfassung von Wanzen sind somit alle reproduzierbaren Fangmethoden, mit den für Wirbellose allgemein geltenden Einschränkungen (u. a. kurze Aktivitäts- und Imaginalzeit, sehr geringe Ansprüche an die Flächengröße, geringe Körpergrößen von nur wenigen Millimetern) anwendbar. Freilanderhebungen von Wanzen konzentrieren sich auf den Zeitraum Mai bis Anfang Oktober. Die höchste Artenvielfalt wird in den Monaten Juni bis August

Tabelle 4. Fangmethoden in Bezug auf Straten und besondere Habitate bzw. für spezielle, mit gängigen Fangmethoden schwer nachweisbare Taxa

Stratum / Habitate	Methoden	Taxa
Wasserkörper	Wasserkescher, Schöpfeimer, (Unterwasser)Lichtfallen, Handfang, Trichterfallen, Reusenfallen	Corixidae, Nepidae, Naucoridae, Aphelocheiridae, Notonectidae, Pleidae
Wasseroberfläche	Wasserkescher, Handfang, Schöpfeimer	Gerridae, Veliidae, Mesovelidae, Hydrometridae
Uferzonen	Handfang, (Bodenfallen)	v. a. Saldidae, Dipsocoridae
Boden- und Streuschicht	Handfang, Bodenfallen, Bodensieb, Ausschütteln über Schale	v. a. Tingidae, Cydnidae, Lygaeidae, Pentatomidae
Moos	Handfang, Bodensieb, Ausschütteln über Schale	v. a. Hebridae, Tingidae, Ceratocombidae, Dipsocoridae
Borke, Rindenspalten	Abkehren, Handfang, Baumbecherfallen, Stammeklektorfallen, Wellpappmanschette	v. a. Aradidae, Anthocoridae, Reduviidae (<i>Empicoris</i> spp.), Miridae, Microphysidae
Baummulm, Altgras, Laub	Handfang, Bodensieb, Ausschütteln über Schale	diverse Familien
Kronenraum	Luftelektorfallen, Fensterfallen, Malaisefallen	diverse Familien, v. a. Miridae
Vogelnester, Fledermausquartiere, menschliche Behausungen	Handfang/-absuche, Absuche des Quartierumfelds	Cimicidae
Biotopkomplexe	Lichtfallen	v. a. Nepomorpha, Miridae

erreicht, in höheren Gebirgslagen ist ein Einsatz nicht vor Anfang Juli sinnvoll. Für vergleichende quantitative Studien mit zahlreichen Untersuchungsflächen haben sich nach Erfahrungen der Verfasser drei Beprobungen im Jahr in folgenden Zeiträumen (je nach Region und Wetterentwicklung) bewährt: Ende Mai/Anfang bis Mitte Juni, Ende Juni/Mitte Juli, Ende Juli/Mitte August. Bei fünf Begehungen sollte jeweils ein Termin vor und nach diesen Zeiträumen eingeplant werden. Weiterführende Hinweise zu Erfassungsmethoden finden sich zum Beispiel bei REMANE (1958), STECHMANN et al. (1981), DECKERT & HOFFMANN (1993), MELBER (1999a), BORNHOLDT et al. (2000) und STEWART (2002).

2.3.3 Kriterium „Indikatorischer Wert“

Der indikatorische Wert einzelner Wanzenarten und in Folge der Wanzenzönose in einem Gebiet ergeben sich aus den Kenntnissen zur Ökologie, insbesondere zur Biotop-, Habitat- und Nährpflanzenbindung der einzelnen Arten und der sie beeinflussenden Faktoren, die in Kap. 2.3.1 zusammengestellt wurden. Zwar sind noch lange nicht für alle Arten die ökologisch relevanten Faktoren für die Populationsentwicklung bekannt, doch können insbesondere anhand der zumeist bekannten Biotopbindung der Arten ausreichende Aussagen über Zustand und Wertigkeit von Lebensräumen getroffen werden (vgl. Tabelle 2, 3; Kap. 4). In Summe gesehen sind viele Wanzen hinsichtlich ihres Indikatorwerts und ihrer Ansprüche gut untersucht. Sie liefern eine hohe Aussagekraft über verschiedene Standortfaktoren wie z. B. Mikroklima, Vegetationsstruktur und -zusammensetzung, Nutzungsintensität und Schadstoffbelastung. Dies gilt gleichermaßen für Land- und Wasserwanzen.

Nach STICKROTH et al. (2003) haben Wanzen eine hohe Aussagekraft für den Zustand von Feucht- und Intensivgrünland, Trockengrünland, Niedermooren, Feucht-Nassstellen, ungenutzte Trockenbereichen, Au- und Bruchwäldern, Stillgewässern mit Uferzonen sowie eine mittlere Aussagekraft für ungenutzte Trockenbereiche, Obstwiesen, Gehölze/Hecken, Fließgewässer mit Uferzonen und hochalpine Lebensräume. Empfehlungen zur Verwendung

von Heteropteren als Indikatoren finden sich beispielsweise bei RIECKEN (1992): *Nabis*-Arten (Nabidae, Sichelwanzen) als indikatorisch relevante Zeiger für den Zustand des Wasserhaushaltes in Hoch- und Zwischenmooren (vgl. MELBER & HENSCHEL 1981), Wanzen als geeignete Bioindikatoren für das Klimaxstadium mittelfeuchter Laub- und Mischwälder oder für die Beurteilung gehölzgeprägter Biotope der offenen Landschaft (vgl. ZWÖLFER et al. 1984). KLAUSNITZER (1994) schlägt die Verwendung bestimmter Wanzengruppen als Modellgruppe vor, insbesondere bei Untersuchungen von Gebüsch und Hecken, von Grünland, von Mager- und Trockenrasen bzw. bei Vorhaben, die Still- und Fließgewässer sowie Moore betreffen. Gerade im Zusammenhang mit Pflanzenerhebungen sind nach HELB (2000) gute Ergebnisse mit Heteropteren als Indikatorgruppe erzielbar. Als Zielarten für ein naturschutzorientiertes Monitoring finden sich in HANDKE & HELLBERG (2007) Hinweise auf bestimmte aquatische Heteropteren. Auf den besonderen indikatorischen Wert der Wanzen für Aussagen über die Biodiversität wird in Kap. 3 eingegangen.

Da Wanzen rasch und kleinräumig auf Lebensraumveränderungen reagieren, sind sie auch für Aussagen im Rahmen von Monitoringprogrammen, z. B. für die Erfolgskontrolle naturschutzfachlicher Maßnahmen oder der Bewertung der Besiedelung von Lebensräumen geeignet (z. B. ACHTZIGER 1997, ACHTZIGER et al. 1999a, BORNHOLDT et al. 2000, ACHTZIGER & SCHOLZE im Druck) (s. Kap. 4). Auch unter den Wasserwanzen gibt es Pionierarten, die neu entstandene Wasserflächen innerhalb kürzester Zeit besiedeln können (z. B. HEITKAMP et al. 1985). Auf der anderen Seite gibt es aber auch zahlreiche Wanzenarten, die sehr ortstreu sind und im Extremfall mit wenigen Quadratmetern als Vollhabitat auskommen (KAUWLING et al. 1995), insbesondere wenn sie brachypter oder apter und somit flugunfähig sind. Diese kleinräumige Raumnutzung macht Wanzen gerade bei der Bewertung von einzelflächenbezogenen Maßnahmen (z. B. im Vertragsnaturschutz und bei der Erfolgskontrolle von Bewirtschaftungsauflagen) zu einer sehr gut geeigneten Indikatorgruppe. Dies wird durch die innerhalb der terrestrischen Wanzen weit verbreitete Homo-

Tabelle 5. Vorschläge zum Freiland-Untersuchungsdesign zur Erfassung von Wanzen in verschiedenen Lebensraumtypen bezogen auf die drei Auswertungsebenen.

Abkürzungen: Qual./AL = qualitativ/Artenliste, Squant./ÖF = semiquantitativ/ökofaunistisch, Quant./stat. = quantitativ/statistisch., Det. = Determination, h = Stunden, min = Minuten, Kschl. = Kescherschläge, Beg. = Begehung(en); **Erläuterungen:** Zeitaufwand-Freiland: es wurden Mittelwerte herangezogen, der Aufwand kann je nach Flächengröße und Habitatvielfalt variieren; Zeitaufwand-Determination: ausgegangen wird von einer mehrjährigen Erfahrung mit guter Artenkenntnis, speziell im Freiland (selektive Mitnahme von nicht sicher bestimmbar Arten bei nicht-automatischen Aufsammlungen); Kescherschläge: entlang eines Transektes, der alle wesentlichen Habitate innerhalb einer Untersuchungsfläche berücksichtigt; Handfang: Handfang mit und ohne Exhaustor bzw. Sichtnachweis, ist in Kombination mit dem Kescherfang zeitlich immer danach durchzuführen; Wasserkescher: Abkessern von definierten Gewässerabschnitten vom Ufer aus.

Lebensraumtyp	Unter-suchung	Methoden & Umfang	Zeitaufwand	
			Freiland	Det.
Offenes Kulturland: Wirtschaftsgrünland, offene Brachen und Ruderalflächen, Niedermoorwiesen (Äcker) Wälder – Unterwuchs (ohne Gehölzschicht)	Qual./AL	Kescherfang (100 Kschl.) Handfang (30 min)	3 Beg. à 1 h = 3 h	4 h
	Squant./ÖF	Kescherfang (100 Kschl.) Handfang (30 min; kann bei Einsatz von Bodenfallen entfallen) evtl. Bodenfallen (5 Stück)	5 Beg. à 1,5 h = 7,5 h	10 h
	Quant./stat.	Kescherfang (100 Kschl.) Bodenfallen (5 Stück) ODER Saugfang (100 Saugpunkte)	8 Beg. à 1 h = 8 h	15 h
Strukturreiches, halboffenes Kulturland: Streuobstbeständen, Hutweiden Almen, verbuschte Magerwiesen, Heiden, mittlere bis ältere Grünland-Sukzessionsstadien	Qual./AL	Kescherfang (100 Kschl.) Handfang (30 min) Klopfmethode (dominante Gehölzarten)	3 Beg. à 1,5 h = 4,5 h	6 h
	Squant./ÖF	Kescherfang (100 Kschl.) Handfang (30 min; kann bei Einsatz von Bodenfallen entfallen) evtl. Bodenfallen (5 Stück) Klopfmethode (10 Klopfpositionen pro Gehölzart)	5 Beg. à 2 h = 10 h	12 h
	Quant./stat.	Kescherfang (100 Kschl.) Bodenfallen (5 Stück) ODER Kescherfang (100 Kschl.) Saugfang (100 Saugpunkte) Klopfmethode (2 Proben à 5 Klopfpositionen pro Gehölzart)	8 Beg. à 1,5 h = 12 h	20 h
Hochmoore, Röhrichte	Qual./AL	Kescherfang (100 Kschl.) Handfang (30 min)	3 Beg. à 1 h = 3 h	2 h
	Squant./ÖF	Kescherfang (100 Kschl.) Handfang (30 Minuten; kann bei Einsatz von Bodenfallen entfallen) evtl. Bodenfallen (5 Stück) Aussieben von Moos (5 Proben)	5 Beg. à 1,5 h = 7,5 h	8 h
	Quant./stat.	Kescherfang (100 Kschl.) Bodenfallen (5 Stück) ODER Kescherfang (100 Kschl.) Saugfang (100 Saugpunkte)	6 Beg. à 1 h = 6 h	15 h

Lebensraumtyp	Unter- suchung	Methoden & Umfang	Zeitaufwand	
			Freiland	Det.
Saumbiotope (Waldränder, Hecken, Feldgehölze, Ufergehölze) – ohne Boden-, Streu- und Gras- Krautschicht	Qual./AL	Klopfmethode (dominante Gehölzarten)	3 Beg. à 1 h = 3 h	3 h
	Squant./ ÖF	Klopfmethode (10 Klopffpositionen je Gehölzart)	5 Beg. à 1 h = 5 h	5 h
	Quant./st at.	Klopfmethode (2 Proben à 5 Klopffpositionen pro Gehölzart)	5 Beg. à 1 h = 5 h	5 h
Wälder – Gehölzschicht, Kronenregion	Qual./AL	Klopfmethode (dominante Gehölzarten) ODER Streifnetz mit Teleskopstiel	3 Beg. à 1,5 h = 4,5 h	3 h
	Squant./ ÖF	normierter Einsatz von Ast-, Stamm- und Lufteklektoren	5 Beg. à 1 h = 5 h	5 h
	Quant./st at.	normierter Einsatz von Ast-, Stamm- und Lufteklektoren	5 Beg. à 1 h = 5 h	5 h
Gewässer – stehend	Qual./AL	Wasserkescher, Schöpfeimer, Handfang (1 h)	3 Beg. à 1 h = 3 h	3 h
	Squant./ ÖF	Wasserkescher (50 Kschl. zu 1 m)	5 Beg. à 1 h = 5 h	5 h
	Quant./st at.	Flaschenreusen, Trichterfallen, Unterwasser-Lichtfallen	5 Beg. à 1 h = 5 h	5 h
Gewässer – fließend	Qual./AL	Wasserkescher, Schöpfeimer, Handfang	3 Beg. à 1 h = 3 h	1 h
	Squant./ ÖF	Wasserkescher (50 Kschl. zu 1 m)	5 Beg. à 1 h = 5 h	5 h
	Quant./st at.	Flaschenreusen, Trichterfallen	5 Beg. à 1 h = 5 h	5 h
(vegetationsarme) Uferzonen, Felsstandorte, Schutthalden	Qual./AL	Handfang	3 Beg. à 1 h = 3 h	2 h
	Squant./ ÖF	Bodenfallen (10 Stück)	6 Beg. à 0,5 h	5 h
	Quant./st at.	Bodenfallen (10 Stück)	8 Beg. à 0,5 h	6 h

zönität (Larven und Imagines leben im selben Biototyp) unterstützt.

Eine Einschränkung in der Verwendung als Zeigergruppe bezogen auf bestimmte Biototypen ist bei Wanzen an sich nicht notwendig; eventuell sind bestimmte hochalpine Lagen (schattige und alpine Felsstandorte, alpine Schutthalden und schattig-kühle, unterwuchslose Waldgebiete) zu nennen. Aber selbst in subalpinen Lebensräumen in Höhen zwischen 1600 und 1900 m Seehöhe wie Zwergstrauchheiden, Almweiden und alpinen Matten konnten gute Ergebnisse in der Flächenbeschreibung und -bewertung sowie im Erfassen von Eingriffswirkungen anhand von Heteropteren erzielt werden (FRIEB unpubl.).

2.3.4 Kriterium „Vorhandensein von Roten Listen“

Rote Listen gefährdeter Tier- und Pflanzenarten sind wichtige Instrumente des Naturschutzes, insbesondere für die Beurteilung von Lebensräumen und deren Gefährdung bzw. Schutzwürdigkeit (z. B. GRUTTKE 2005). Rote Listen für Wanzen haben im deutschsprachigen Raum eine schon mehrere Jahrzehnte andauernde Geschichte (z. B. RIEGER 1979), mit teils bereits überarbeiteten Listen in einigen deutschen Bundesländern (z. B. Bayern, BRÄU & SCHWIBINGER 2004). Wie aus der Zusammenstellung der aktuellen Roten Listen im Bezugsraum in Tabelle 6 hervorgeht, liegen Rote Listen für die Wanzen derzeit noch nicht flächen-

deckend vor. In einigen Ländern sind die Listen zudem bereits seit längerem nicht mehr aktualisiert worden. In Deutschland wird derzeit an einer Aktualisierung der bundesweiten Roten Liste der Wanzen gearbeitet (SIMON et al., in Vorb.), in Österreich werden erste Länderlisten geschaffen und für die Wanzen der Schweiz existiert noch keine Rote Liste.

Dieser Zustand drückt den im Vergleich zu anderen Artengruppen noch heterogenen und z. T. lückenhaften regionalen Bearbeitungsstand und die vergleichsweise geringe Dichte der Wanzenbearbeiter aus (vgl. Kap. 2.3.1). Es ist zu hoffen, dass durch den vermehrten Einsatz von Wanzen in ökologischen Untersuchungen die Basis für die Erstellung von weiteren Roten Listen geschaffen wird. Wie derzeit bei den Aktualisierungen der österreichischen und deutschen Roten Liste erfolgreich praktiziert, sollte die Zuordnung zu den Gefährdungskategorien anhand eines nachvollziehbaren Kriteriensystems erfolgen (ZULKA et al. 2001, 2005, LUDWIG et al. 2006). Beispiele für die Verwendung der Anzahl an Rote-Liste-Arten bei naturschutzfachlichen Fragestellungen s. Kap. 4.4.

2.3.5 Kriterium „Bearbeitungsaufwand“

Der zu erwartende Erfassungs- und Bestimmungsaufwand bei der Bearbeitung von Wanzen ist in Abhängigkeit von Erfassungsmethode, Probeumfang und Lebensraumtyp in Tabelle 5 zusammengestellt. Die Werte sind dabei als grobe Richtwerte zu verstehen, von denen der tatsächliche Zeitaufwand in Einzelfällen und in Abhängigkeit von der Erfahrung des Bearbeiters deutlich nach oben oder unten abweichen kann. Aufgrund des größeren Spektrums an von Wanzen besiedelten Lebensräumen (s. Kap. 3.2) ist der Aufwand für die Erfassung der vorkommenden Arten sicherlich höher als etwa bei ähnlich artenreichen Gruppen wie Zikaden oder bestimmten Käfergruppen. Beim Einsatz von Standardmethoden wie standardisierten Kescherfängen, Klopfproben oder Bodenfallen im Rahmen vergleichender Untersuchungen kann der Erfassungsaufwand jedoch durch die gleichzeitige Erfassung anderer Taxa (insbesondere Zikaden, Laufkäfer, Spinnen, phytophage Käfer, z. T. Heuschrecken) reduziert werden. Im Gegensatz zu vielen anderen Insektengruppen kommen die Wanzen in den meisten Lebensräumen artenreich vor, aber mit in der Re-

Tabelle 6. Zusammenstellung der aktuellen Roten Listen zu Wanzen in Mitteleuropa

Land	Quelle
Deutschland - Baden-Württemberg - Bayern Landwanzen Wasserwanzen - Berlin - Brandenburg Landwanzen Wasserwanzen - Hessen Landwanzen Wasserwanzen - Niedersachsen/Bremen - Sachsen-Anhalt - Thüringen	GÜNTHER et al. (1998), SIMON et al. (in Vorb.) RIEGER (1986) ACHTZIGER et al. (2003) BURMEISTER (2003) DECKERT & WINKELMANN (2005) DECKERT & GÖLLNER-SCHIEDING (1992) BRAASCH & SCHÖNFELD (1992) DOROW et al. (2003) ZIMMERMANN (1996) MELBER (1999b) BARTELS et al. (2004) LICHTER & SANDER (2001)
Österreich - Kärnten - Burgenland - Niederösterreich	FRIEB & RABITSCH (in Vorb.) RABITSCH (in Vorb.) RABITSCH (2007a)
Liechtenstein	BERNHARDT (1995)

gel geringeren Individuenzahlen (Tabelle 7). Aus Sicht des Bearbeitungsaufwands weisen sie demnach ein günstiges Verhältnis von Artenzahl (Aussagekraft) zu Individuenzahl (Erhebungsaufwand) auf. Dies konnten auch DUELLI & OBRIST (1998) bzw. OBRIST & DUELLI (1998) in einer Aufwand-Ertrags-Analyse im Rahmen der Abschätzung der Biodiversität mittels verschiedener Methoden und auf verschiedenen Flächen der Schweizer Kulturlandschaft feststellen: Die Wanzen waren nicht nur sehr gut mit der lokalen Gesamt-Artenvielfalt korreliert (s. Kap. 3), sondern wiesen auch das beste Verhältnis von Ertrag zu Erfassungsaufwand auf. Wanzen führen diesbezüglich die „Top-Twenty“-Liste von Indikatorgruppen vor den Blüten-

pflanzen, den Pflanzenwespen und den Stechimmen an und werden aus Sicht einer „Ertragsoptimierung“ von OBRIST & DUELLI (1998) als Indikatorgruppe insbesondere für Inventuren der lokalen organismischen Biodiversität empfohlen. Gerade auch was die notwendige Arbeitsintensität im Freiland, kombiniert mit dem Aufwand für die Determination betrifft, bestätigen die subjektiven Erfahrungen der Verfasser im Rahmen vieler Projekte diese Ergebnisse. Bei geeigneter Methodenwahl ist die möglichst vollständige Erfassung lokaler Wanzenzönosen im Vergleich zu anderen Wirbellosen-Tiergruppen mit geringerem zeitlichen Aufwand möglich. Hauptgrund hierfür ist der an vielen Standorten hohe Artenreichtum bei geringen Individuendichten, was zwangsläufig bei der Auswertung automatischer Fallenfänge (Bodenfallen, Saugfallen) von Vorteil ist.

Tabelle 7. Zahl der festgestellten Individuen und Arten in einem 5 km langen Fallentransekt (eine Fensterfalle, drei Bodenfallen, eine Gelbschale pro Standort) von einem isolierten Feuchtgebiet durch intensiv bewirtschaftetes Acker- und Wiesenland zu einem isolierten Halbtrockenrasen im Laufe eines Jahres (aus DUELLI & OBRIST 2003b)

Gruppe	Individuen	Arten
Zweiflügler	68392	636
Käfer	67835	829
Spinnentiere	49099	168
Hautflügler	22619	344
Asseln	5487	12
Fransenflügler	3660	32
Wanzen	2133	119
Doppelfüßer	1636	18
Heuschrecken	1242	19
Netzflüglerartige	452	21
Staubläuse	257	31

2.3.6 Resümee zur Eignung der Wanzen als Indikatoren

Entsprechend der vorangegangenen Ausführungen schlagen wir eine Neueinstufung der Wanzen hinsichtlich ihrer Eignung als Indikatoren für naturschutzfachliche Aussagen nach den Kriterien von PLACHTER et al. (2002) wie folgt vor (vgl. Kap. 2.2):

- (1) Kenntnisstand: eher günstig
- (2) Verfügbarkeit etablierter Erhebungsmethoden: günstig
- (3) Indikatorischer Wert: günstig
- (4) Vorhandensein von Roten Listen: eher ungünstig
- (5) Bearbeitungsaufwand: günstig

In Summe gesehen kann man damit die Eignung der Heteropteren als Indikatoren für planerische Fragestellungen als **günstig bis eher günstig** ansehen. Defizite bestehen hinsichtlich der Verfügbarkeit regionaler und überregionaler Roter Listen und des unterschiedlich weit fortgeschrittenen faunistischen Kenntnisstandes in Teilregionen Mitteleuropas.

3 Spezielle Eignung der Wanzen zur Abschätzung der organismischen Biodiversität

3.1 Grundlagen und Kriterien für die Eignung

Die Erhaltung der biologischen Vielfalt ist

ein wichtiges Ziel des Naturschutzes und der nachhaltigen Entwicklung. Aufgrund ihrer Komplexität ist es allerdings nicht möglich, die gesamte Biodiversität eines Gebietes zu erfassen. Zumeist werden bestimmte Aspekte der Biodiversität wie die Artenzahl ausgewählter Artengruppen (z. B. Gefäßpflanzen) abgeschätzt und als Ersatz oder Surrogat für die Gesamtdiversität oder bei einer Korrelation mit der Gesamtdiversität als „Korrelat“ für diese verwendet (z. B. DUELLI & OBRIST 2003a). Besonders gut geeignet als Indikatoren, Surrogate oder Korrelate für die organismische Biodiversität sind entsprechend ökologisch und bionomisch diverse Artengruppen, deren Arten

- in möglichst vielen unterschiedlichen Lebensräumen, Habitaten und Straten in jeweils hoher, aber noch überschaubarer Artenzahl vorkommen (hohe Lebensraumpräsenz),

- möglichst viele unterschiedliche Habitatbindungen (Spezialisten wie Generalisten) und ökologische Anspruchstypen aufweisen (ökologische Diversität),
 - möglichst viele Ernährungstypen (Nahrungspflanzenbindungen, Ernährungsweisen wie phytophag, räuberisch, parasitisch) aufweisen und damit an verschiedenen Stellen in den Nahrungsbeziehungen der Biozönososen vorkommen,
 - ein möglichst vielfältiges und breites Spektrum bionomischer Merkmale (z. B. Körpergrößen, Lebenszyklen) aufweisen.
- Wie in den folgenden Kapiteln überblicksweise gezeigt wird, erfüllen die Heteropteren diese Kriterien sehr gut. Wie DUELLI & OBRIST (1998) in einer umfangreichen Studie unterschiedlich genutzter Flächen in der Schweiz zeigen konnten, korrelierten die Artenzahlen der Wanzen hoch signifikant und sehr eng ($r^2 =$

Tabelle 8. Beispiel für eine Liste von charakteristischen Wanzenarten für zentralalpine Almweiden und Weidesukzessionsstadien. Flächen 1a-c = Almweiden (dunkelgrau), Flächen 2a-c = verbuschte Almweiden (mittelgrau), Flächen 3a-c = ehemalige Almweiden, jetzt hochmontaner Fichtenwald (hellgrau). Angabe der Individuenzahlen nach semiquantitativer Beprobung mittels Streifnetz und Bodenfallen (FRIEB, unpubl.).

Taxa	1a	1b	1c	2a	2b	2c	3a	3b	3c
<i>Berytinus minor</i> (Herrich-Schäffer, 1835)	5		30						
<i>Nithecus jacobaeae</i> (Schilling, 1829)	10		15						
<i>Halticus apterus</i> (Linnaeus, 1758)	1	5	11						
<i>Notostira erratica</i> (Linnaeus, 1758)			2						
<i>Calocoris affinis</i> (Herrich-Schäffer, 1835)	4		2						
<i>Eurydema rotundicollis</i> (Dohrn, 1860)	1		1						
<i>Trapezonotus desertus</i> Seidenstücker, 1851		4	1						
<i>Plagiognathus arbustorum</i> (Fabricius, 1794)	3	1							
<i>Mecomma ambulans</i> (Fallén, 1807)	13	2	2			1			
<i>Camptozygum pumilio</i> Reuter, 1902				1		5			
<i>Closterotomus biclavatus</i> (Herrich-Schäffer, 1835)				1	2	5			
<i>Stenodema algoviensis</i> Schmidt, 1934				1	3	1			
<i>Psallus luridus</i> Reuter, 1878					2				
<i>Horwathia lineolata</i> (A. Costa, 1862)				3	1				
<i>Psallus vittatus</i> (Fieber, 1861)	1			4	5	1	2		
<i>Atractotomus magnicornis</i> (Fallén, 1807)							1		2
<i>Phytocoris</i> cf. <i>pini</i> Kirschbaum, 1856								1	3
<i>Acompocoris montanus</i> Wagner, 1955							2		1

0,927) mit den Gesamtartenzahlen über zahlreiche Artengruppen inkl. Pflanzen, obwohl sie nur 5,3 % der Arten und nur 1,1 % der Individuen stellten (siehe auch OBRIST & DUELLI 1998). Dies ist auch der Fall für die Wanzen in den Baumkronen von Apfelbäumen in Streuobstbeständen in Mittelfranken (ACHTZIGER et al. 2001 unpubl.): Die Wanzenartenzahl auf 120 Apfelbäumen korrelierte hochsignifikant ($r^2 = 0,63$, $p < 0,001$, $n = 120$; zum Vergleich: Zikaden $r^2 = 0,58$, xylobionte Käfer $r^2 = 0,54$) mit der festgestellten Gesamtbaumfauna (Wanzen, Zikaden, Blattläuse, Blattflöhe, Ameisen, xylobionte Käfer); gleiches gilt auf der Ebene von 12 Streuobstbeständen ($r^2 = 0,81$, $p < 0,001$, $n = 12$; zum Vergleich: Zikaden $r^2 = 0,64$; xylobionte Käfer $r^2 = 0,88$). Aufgrund der hohen ökologischen Diversität der Wanzen bzgl. Lebensraumpräsenz und Lebensweise (s. u.) liegt es jedoch nahe, dass eine hohe Wanzendiversität auch eine hohe Gesamtartendiversität und darüber hinaus eine hohe Lebensraumvielfalt und Strukturdiversität anzeigt. Dabei haben die Wanzen den Vorteil, dass sie im Unterschied zu

ebenfalls ökologisch sehr diversen Gruppen mit 1100 mitteleuropäischen Arten noch eine überschaubare und bewältigbare Artenzahl haben (zum Vergleich: Käfer 8000 Arten, Hautflügler 12 000 Arten, Zweiflügler über 10 000 Arten) und dennoch in den meisten Biotoptypen mit für statistische Aussagen ausreichenden Artenzahlen vertreten sind (Beispiele in Tabelle 3 und in Kap. 4). Auf das aus Sicht des Bearbeitungsaufwands günstige Artenzahl-Individuenzahl-Verhältnis der Wanzen wurde bereits in Kap. 2.3.5. hingewiesen.

3.2 Artenvielfalt und Vielfalt der Lebensraumpräsenz

In Mitteleuropa leben knapp 1100 Wanzenarten (GÜNTHER & SCHUSTER 2000), wobei die Diversität generell von Norden nach Süden zunimmt und im Alpengebiet von den Tief- und Randlagen in die Hoch- und Zentrallagen des Gebirges abnimmt. Oberhalb der geschlossenen Waldstufe, in der Subalpinstufe und darüber, leben nur mehr wenige Dutzend hoch spezialisierte Wanzenarten (z. B. FRANZ 1943, 1946, JA-

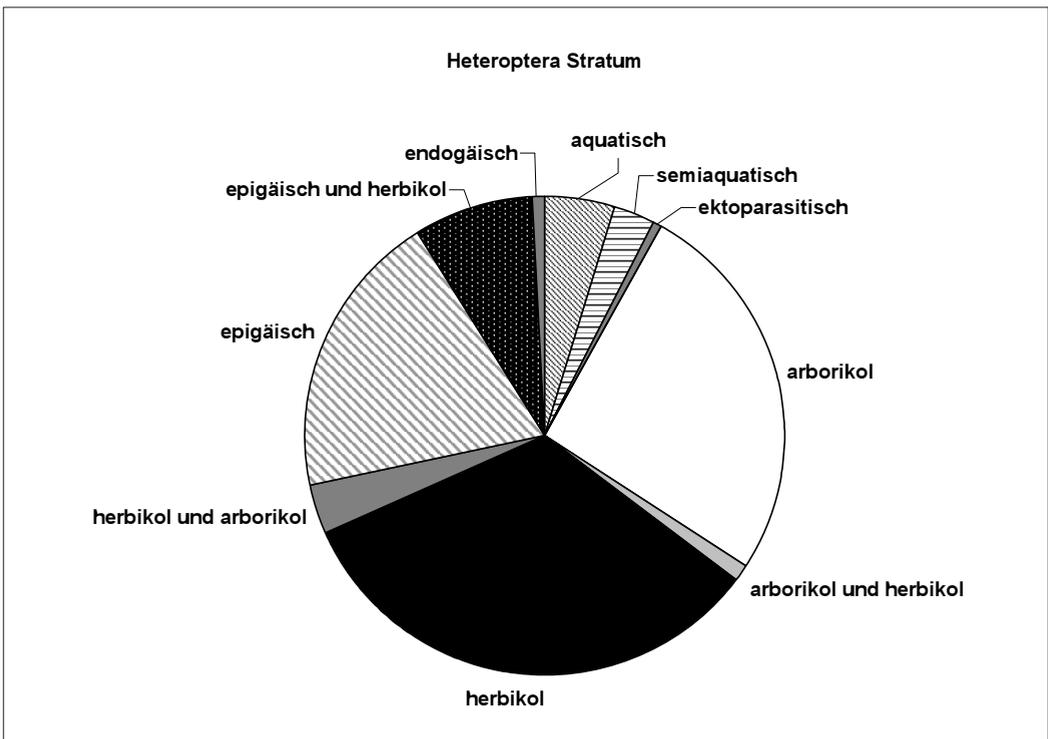


Abb. 1. Stratenzugehörigkeit der Wanzen in Mitteleuropa (nach Daten von RABITSCH, in Vorb.)

NETSCHEK 1949, HEISS 1973, 1977, 1978, HEISS & JOSIFOV 1990, FRIEB 2000b, FRIEB & ADLBAUER 2007). Die Obergrenze der Vertikalverbreitung erreichen Heteropteren in den Alpen etwa in einer Seehöhe von 2600 m (HOFMÄNNER 1924, FRANZ 1946, CHRISTANDL-PESKOLLER & JANETSCHKEK 1976).

Wanzen weisen wie kaum eine andere ähnlich artenreiche Gruppe eine derart breites Spektrum an **besiedelten Lebensräumen, Straten und Kleinhabitaten** auf (Abb. 1, vgl. auch MELBER 1999a, WACHMANN et al. 2004, 2006, RABITSCH in Vorb.): So kommen Wanzen in allen terrestrischen, semiaquatischen und aquatischen Lebensräumen, inklusive dem offenen Meer, vor. Viele Biotoptypen wie Moore, Feuchtwiesen, Saumbiotope, Kleingewässer, Uferzonen, Fließ- und Stillgewässer (inkl. Schotter- und Sandflächen) sowie Sonderstandorte wie Binnendünen und Binnensalzstellen besitzen eine spezifische, hoch spezialisierte Wanzengemeinschaft. Auch pflanzenarme terrestrische Biotope werden durch Wanzen besiedelt (Tabelle 2).

Eine besonders hohe lokale **Wanzendiversität** findet sich auf Flächen des extensiven Grünlands, in Halbtrockenrasen und Ruderalflächen sowie im strukturreichen Kulturland auf Streuobstwiesen, in Saumbiotopen oder in Hochstaudenfluren (z. B. REMANE 1958, ACHTZIGER 1991, SIMON 1992, ZURBRÜCK & FRANK 2006). Nicht oder kaum genutzte Brachen und Säume stellen wichtige Lebens- und Rückzugsräume für Wanzen in der genutzten Agrarlandschaft dar (z. B. OTTO 1996, ALBRECHT 1997, ROTH 1997, ACHTZIGER et al. 1999a). Gerade auf Grünlandstandorten nehmen Wanzen nach REMANE (1958) neben den Dipteren eine dominierende Rolle, auch in den Individuenzahlen, ein. Aber auch Ackerbrachen (z. B. Stilllegungsflächen im Vertragsnaturschutz) sind hoch divers. So konnten auf einer ca. 1500 m² großen Fläche in Kärnten bei nur drei Begehungen mit je 120 Kescherschlägen mittels Streifnetzfangs 68 Wanzenarten festgestellt werden (FRIEB 2003). Auf einer ca. 1,8 ha großen Brachfläche in Wien wurden bei sechs Begehungen und zeitlich standardisierten Aufsammlungen (Kescher, Handfang 30 min.) 112 Wanzenarten festgestellt (PACHINGER 2002). Ebenfalls sehr artenreich sind

Ökosysteme mit ausgeprägter Gehölz- und Krautschicht wie Streuobstwiesen, Hecken- oder Waldränder und ihre Säume oder lichte Wälder: Hier werden die angebotenen Kleinhabitats von der Bodenoberfläche und Streuschicht, über die Moos-, Kraut- und Grasschicht bis zur Gehölzschicht mit dem Blattwerk und der Rinde inkl. Epiphytenaufwuchs von verschiedenen Wanzenarten besiedelt. So konnte SIMON (1992) in einem 8,5 ha großen Streuobstwiesengebiet in Rheinland-Pfalz 223 Wanzenarten feststellen.

3.3 Diversität in der Habitatbindung

Ein hoher Artenanteil der terrestrischen Wanzen ist mehr oder minder thermophil und lebt in Xerothermbiotopen. Mikroklima, Vegetationsstruktur und die Präsenz von bestimmten Nähr- oder Habitatpflanzen (z. B. Poaceae bei räuberischen Nabidae für die Eiablage als so genannte „sekundäre Wirtspflanzenbindung“) sind wesentliche Faktoren für das Vorkommen und die räumliche Verteilung der Arten. Ein weiteres Beispiel ist die Bedeutung der Bodenstruktur (Korngrößen), etwa für Cydnidae (Erdwanzen) (PENTH 1952) oder psammophile Pentatomidae (*Menaccarus arenicola*) (STEHLÍK 1984). Viele Arten sind im Kulturland vom Bewirtschaftungsregime abhängig. Von 24 in der Schweiz untersuchten Wiesen-Wanzenarten reagieren 2 Arten positiv und 8 negativ auf eine erhöhte Mahdintensität (DI GIULIO et al. 2000b). Der Anteil stenotoper Arten ist in den gefährdeten natürlichen und naturnahen Biotopen hoch (z. B. BRÄU & SCHWIBINGER 2004). Dies trifft in erster Linie auf Nass-, Feucht- und Moorstandorte mit hygrobionten, hygrophilen, tyrphobionten und tyrphophilen Arten, auf Trockenrasen mit xerothermophilen und heliophilen Arten sowie auf Sand- und Salzstellen mit psammo- bzw. halophilen Arten zu (siehe auch Kap. 4.4).

3.4 Diversität in der Ernährungsweise und der Stellung im Nahrungssystem

Wie in kaum einer anderen Wirbellosen-Gruppe ist die Ernährungsweise innerhalb der Wanzen äußerst vielfältig (z. B. DOLLING 1991). Die meisten Arten (ca. 60 %) sind phytophage Pflanzensaftsauger, die besonders stickstofffrei-

che Pflanzengewebe bevorzugen sowie carpo-phag (an Samen saugend) und fructiphag (an Früchten saugend) sind. Etwa 20 % der Arten sind carnivor (zoophag) und rund 15 % zoophytophag, das bedeutet sie ernähren sich sowohl von tierischer (meist andere Insekten oder Insekteneier) als auch von pflanzlicher Kost (z. B. viele Miridae und Pentatomidae). Einige Wanzenarten sind mycetophag (Aradidae), hämatophag (Cimicidae) oder detritophag (Corixidae part.).

In Bezug auf das Nährpflanzenpektrum gibt es neben einigen streng monophagen viele oligophage und polyphage Wanzenarten. Trophisch spezialisierte phytophage Wanzen zeigen in Summe eine überwiegend an Kräuter und bestimmte Strauch- und Baumarten gebundene Ernährungsweise; Gräser spielen - im Gegensatz zu den Zikaden - eine untergeordnete Rolle. So sind über 50 % der Wanzenarten von Krautsäumen und Feldrainen an Kräuter gebunden, nur 20 % an Gräser (zum Vergleich: Zikaden 65 % Gräser, 20 % Kräuter) (ACHTZIGER 1991). In der Gehölzschicht von Hecken und Waldrändern ist der Anteil an zoophagen oder zoophytophagen Wanzenarten mit ca. 60 % deutlich höher als in der Krautschicht mit ca. 20 % (ACHTZIGER 1991). Zoophage Arten zeigen teilweise eine Beutetierpräferenz, wobei einige Blattlaus-, Blattfloh- oder Spinnmilbenjäger (Anthocoridae, Miridae) auch gezielt in der biologischen Kontrolle von Schädlingen zum Einsatz kommen (z. B. NOVAK & ACHTZIGER 1995, COLL & RUBERSON 1998, SCHAEFER & PANIZZI 2000). Aufgrund dieser unterschiedlichen Ernährungsweisen nehmen die einzelnen Wanzenarten verschiedene Stellungen und Funktionen im Nahrungsnetz von Ökosystemen ein. Damit ist die Bedeutung der Wanzen in den Nahrungsketten aquatischer und terrestrischer Ökosysteme aufgrund der arten- und individuenreichen Präsenz in vielen Biotopen sowie in fast allen trophischen Ebenen hoch einzuschätzen.

3.5 Diversität in Körpergröße und Lebensweise

Die gezeigte hohe ökologische Diversität der Wanzen bezüglich Lebensraumpräferenz und Ernährungsweise geht mit einer enormen Vielfalt an Lebensweisen und Lebensformtypen ein-

her (z. B. ACHTZIGER 1995). So variiert allein die Körpergröße (gemessen als Körperlänge) innerhalb der mitteleuropäischen Wanzenfauna zwischen 1,2 mm bei den kleinsten Arten (Microphysidae, Ceratocombidae) und etwa 16 mm (Reduviidae, Acanthosomatidae). Die beiden heimischen Vertreter der Nepidae sind mit 20 mm (*Nepa cinerea*) und 30 bis 35 mm (*Ranatra linearis*) (ohne Atemrohr) die größten Wanzen in Mitteleuropa. Die Körpergröße ist in vielen Fällen wiederum mit anderen bionomischen Merkmalen wie der Ernährungsweise oder dem Lebenszyklus, zum Teil auch mit der Populationsdynamik und der Abundanz verknüpft (z. B. BROWN 1982, ACHTZIGER 1997). Da die Vielfalt dieser Lebensformtypen in einem Ökosystem auch als Ausdruck für die gesamte Biodiversität angesehen werden kann (HENGEVELD 1994), haben Wanzen auch aufgrund ihrer hohen Vielfalt an Lebensweisen ein hohes Indikationspotenzial. Als eine in dieser Hinsicht erfolgversprechende Möglichkeit ist daher die Körpergrößenverteilung der Wanzengemeinschaft in einem Gebiet oder einer Untersuchungsfläche anzusehen. Allerdings gibt es noch keine Beispiele für deren Verwendung für naturschutzfachliche Aussagen, hier besteht demnach noch Forschungsbedarf (z. B. BRÄNDLE et al. 2000).

4 Beispiele für den Einsatz von Wanzen bei naturschutzfachlichen Fragestellungen

Im Folgenden werden ausgewählte Beispiele für die Verwendung von Wanzen(zönosen) für naturschutzfachliche Fragestellungen vorgestellt, gegliedert nach möglichen zu analysierenden Parametern. Der Schwerpunkt der Beispiele liegt auf Untersuchungen der Verfasser, weitere Beispiele sind in den Arbeiten in Tabelle 2 und 3 zu finden.

4.1 Parameter „Artenzahl“

Vergleich unterschiedlicher Flächen (räumlicher Vergleich): Die lokale Wanzenartenzahl ist ein wichtiger Kennwert in der Flächenbewertung, die von der Struktur- und Vegetationsheterogenität sowie (damit meist in Korrelation) von der Nutzungsintensität abhängt und – wie in Kap. 3.1 gezeigt – mit be-

stimmten Aspekten der Biodiversität korreliert. So konnten REMANE (1958), ACHTZIGER et al. (1999a) und DI GIULIO (2000) und einen negativen Zusammenhang der Wanzenartenzahl zur Nutzungsintensität im bewirtschafteten Grünland nachweisen. Die Wanzenartenzahl auf unterschiedlich intensiv genutzten Flächen des Feuchtgrünlands in Mittelfranken stieg von Intensivwiesen über unterschiedlich extensivierte Flächen (Reduzierung von Mahd und Düngung) bis zu Brachen und extensivem Grünland an (ACHTZIGER et al. 1999a). Eine Korrelation zwischen Baumalter und Epiphytenaufwuchs in Streuobstbeständen und der Wanzenartenzahl konnte SIMON (1992) feststellen.

Besiedlung und Sukzession: Die zeitliche Entwicklung der Wanzenartenzahl kann als Indikator für den Fortgang der Sukzession oder als Erfolgskontrolle von Biotoplanlagen verwendet werden: So stieg die Wanzenartenzahl an angepflanzten Waldmänteln in den Jahren nach der Anpflanzung in Abhängigkeit von der Entwicklung der Vegetationsstruktur rasch an (ACHTZIGER 1998). Mit zunehmendem Alter hingegen verarmen Wiesen- (OTTO 1996) und Ackerbrachen (FRIEB unpubl.) an Wanzen,

meist in Korrelation mit der ebenfalls abnehmenden Pflanzen- und insbesondere Kräuterartenvielfalt. Einen hohen Indikationswert für die Beurteilung der Funktionsfähigkeit von neu angelegten Gewässern besitzen aufgrund ihres Verbreitungs- und Besiedlungspotenzials die Wasserwanzen (u. a. GEILING 1994).

4.2 Parameter „Artenzusammensetzung und Anteil ökologischer Gruppen“

Aussagen über die Art- und Individuen-Dominanzverhältnisse innerhalb einer Wanzenzönose sind über die üblichen Parameter möglich – vorausgesetzt eine ausreichende Repräsentanz der lokalen, alle wichtigen Straten berücksichtigende Erhebung liegt vor. Ein wesentlicher Vorteil in der Bearbeitung von Wanzen erscheint ihre ökologische Vielseitigkeit mit der Möglichkeit unterschiedliche ökologische Gilden ableiten und für Auswertungen heranziehen zu können. Dazu eignen sich etwa nahrungsökologische, wirtspflanzen- oder stratenbezogene oder auf die Ansprüche hinsichtlich der Bodenfeuchte oder Temperatur vorgenommene Gruppierungen. Damit kann der Zustand eines Lebensraums und dessen Veränderung

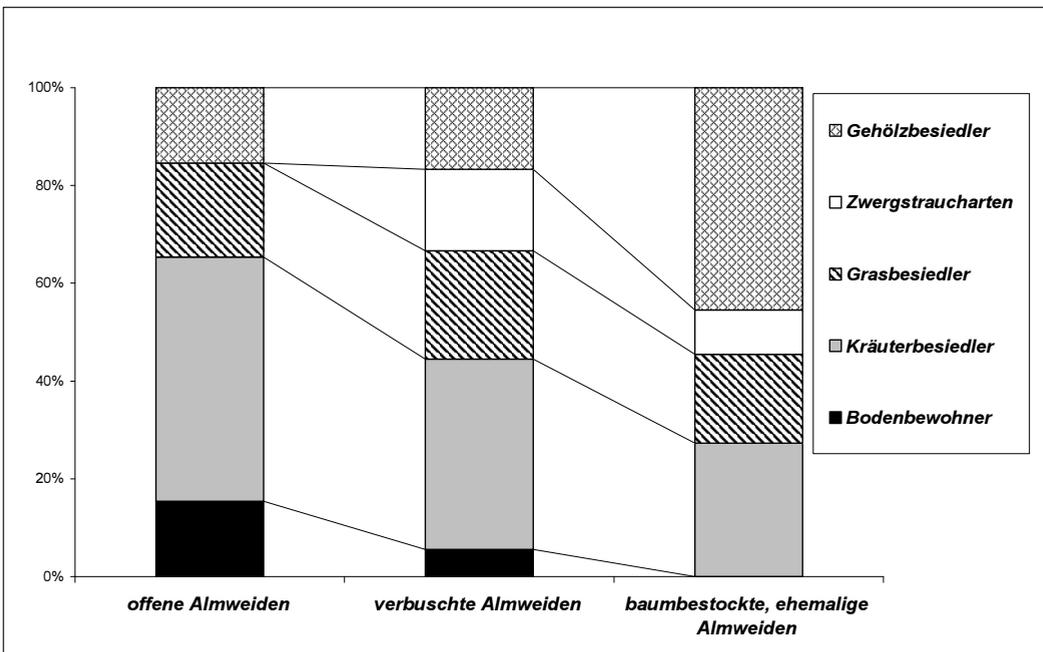


Abb. 2. Beispiel zur Beschreibung von Flächenzönosen in zentralalpinen Almweiden und Weidesukzessionsstadien über die Anteile von Vertretern unterschiedlicher ökologischer Gilden nach der Straten- bzw. Nährpflanzenbindung in gestapelter Darstellung (nach Daten von FRIEB, unpubl.)

über die Arten- und Individuenanteile unterschiedlicher Gilden dargestellt und bewertet werden (vgl. Abb. 2).

4.3 Vollständigkeit des Artenbestands und potenzieller ökologischer Gilden

Zur tierökologischen Beurteilung von Biotopen kann eine Angabe über den Grad der

Vollständigkeit potenziell möglicher Arten und ökologischer Gilden beitragen. Die von ACHTZIGER (1999) für Zikaden angegebene besondere Eignung dürfte für Wanzen im selbem Maß gelten. Hier besteht allerdings ein Forschungsdefizit, konkrete Untersuchungen dazu liegen mit Ausnahme des Ansatzes von REMANE & REIMER (1989) für mitteleuropäische Wanzen nicht vor.

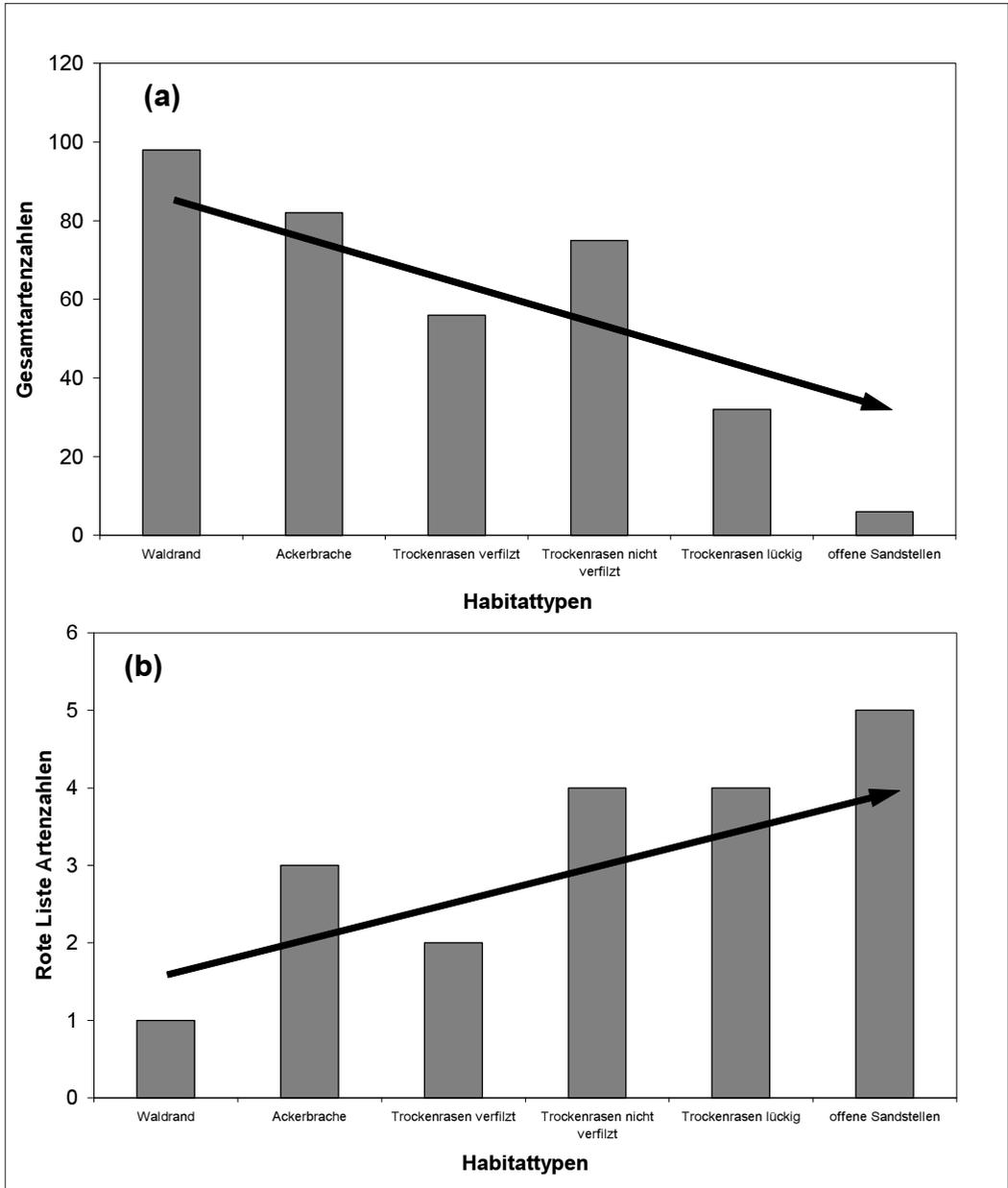


Abb. 3. (a) Abnahme der Gesamtartenzahl und (b) Zunahme der Rote-Liste-Arten am Beispiel unterschiedlicher Standorte in den (ehemaligen) Flugsanddünen von Oberweiden im niederösterreichischen Marchfeld (aus RABITSCH 2002a)



Abb. 4. *Amblytylus albidus* (HAHN, 1834) (Miridae) ist eine Charakterart des Corynephoretums und an Sand-Trockenrasenstandorte gebunden (Foto: W. RABITSCH).



Abb. 5. *Macrodema microptera* (CURTIS, 1836) (Lygaeidae) ist eine Charakterart des Callunetums und an Heide- und Moorstandorte gebunden (Foto: W. RABITSCH).

4.4 Anzahl seltener, stenotoper und gefährdeter Arten

Wichtige Kennwerte bei naturschutzfachlichen Bewertungsverfahren sind die Einstufung der Anzahl und des Anteils seltener, stenotoper und gefährdeter Arten der Roten Liste (z. B. ACHTZIGER & SCHOLZE, im Druck). Bei Wanzen ist eine Angabe bezüglich der Stenotopie/Eurytopie unter Zuhilfenahme von Literaturangaben (s. Kap. 2.3.1) möglich (z. B. Abb. 3), wobei allerdings der (regional unterschiedliche) Erforschungsgrad unbedingt berücksichtigt werden muss. Auch die Angabe zu seltenen und gefährdeten Arten kann nur unter Berücksichtigung regionaler Verhältnisse angewandt werden. Der diesbezüglich wichtige faunistische Erforschungsstand ist wie oben dargestellt regional verschieden und kann zu ungenauen oder falschen Einschätzungen führen. Für Deutschland sowie für einige deutsche und österreichische Bundesländer sind Rote Listen vorhanden bzw. in Vorbereitung (s. Kap. 2.3.4, Tabelle 6). In der für 2008 geplanten neuen Roten Liste Deutschlands werden zu allen Wanzenarten Angaben zur Häufigkeit sowie zum langfristigen und kurzfristigen Bestandstrend enthalten sein, so dass eine entsprechende Auswertung erleichtert wird.

4.5 Charakterarten für bestimmte Biotoptypen bzw. Biozönosen

Der Anteil stenotoper Heteropterenarten ist in natürlichen, naturnahen oder strukturreichen Lebensräumen meist hoch. Darunter finden sich viele Charakterarten, die zur Biotopcharakterisierung gut geeignet sind (z. B. Tabelle 8, Abb. 4,5). Eine zusammenfassend-analytische Arbeit zu den Wanzen-Charakterarten mitteleuropäischer Lebensräume liegt nicht vor. In etlichen wanzenökologischen Arbeiten finden sich aber Hinweise auf Charakterarten unterschiedlicher Biotoptypen. Beispiele sind typische Wanzenarten in Lebensraumtypen des Anhangs I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Sachsen-Anhalt (LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT 2002), in einer Hude Landschaft in Nordwestdeutschland (BERNHARDT 1996), in einem Kalkflachmoor in Bayern (ACHTZIGER & SCHOLZE 1996 im Druck), von unterschiedlichen Wiesentypen im Kanton

Tessin (OTTO 1996) sowie auf Trockenheiden in Brandenburg (MARTSCHEI 2004). Charakteristische Einzelarten für verschiedene gefährdete Lebensräume sind auch in der Roten Liste für Bayern angegeben (ACHTZIGER et al. 2003).

Trotz der teilweise vorhandenen Unverkennbarkeit einzelner Arten, ihrer Farbenpracht, auffällender Zeichnungsmuster und Körpergestalten finden Heteropteren keine Verwendung als so genannte „Flagship“- oder „Umbrella-Species“. Aktuell ist keine Wanzenart in Deutschland, Österreich und der Schweiz naturschutzrechtlich geschützt. Auch finden sich in Mitteleuropa keine Arten in den Anhängen II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der Europäischen Union. Umso erfreulicher ist die Auswahl der „Ritterwanze“ *Lygaeus equestris* (Lygaeidae) zum Insekt des Jahres 2007 in Deutschland und Österreich (DECKERT 2006).

5 Folgerungen und Ausblick

Die nachfolgende Übersicht fasst die oben erläuterten Vor- und Nachteile bei der Verwendung von Wanzen als Indikatorgruppe im Naturschutz zusammen:

Argumente für den Einsatz von Wanzen als Indikatoren:

- Alle terrestrischen, aquatischen und semiaquatischen Lebensräume werden besiedelt; hohe Lebensraumpräsenz
- Mannigfaltige ökologische Ansprüche an biotische und abiotischen Faktoren; hoher Anteil stenotoper Arten in natürlichen und naturnahen Lebensräumen
- Sehr günstiges Verhältnis der vorhandenen ökologischen Bandbreite zur Gesamtartenzahl
- Präsenz in unterschiedlichen trophischen Ebenen; enge Bindung von phyto- und zoophagen Arten an Nahrungspflanzen und -habitat
- Geringes Migrationspotenzial der meisten Arten viele Kleinflächenbesiedler mit hoher räumlicher Sensitivität; durch kleinräumige Raumnutzung sind „parzellenscharfe“ Aussagen möglich
- Guter biologisch-ökologischer Kenntnisstand zu den meisten Arten

- Aufgrund der hoch diversen ökologischen Einnischung ist die Verwendung unterschiedlicher ökologischer Gilden in Beschreibungs- und Bewertungsverfahren besonders geeignet
- Homozönität: Larven leben meist im selben Lebensraum wie Adulte (gilt eingeschränkt für Wasserwanzen)
- Dominierend in Grünland- und Ruderalstandorten und an manchen Sonderstandorten (z. B. Binnenland-Salzstandorte)
- Artenreichtum bei überschaubarer Individuenzahl ermöglicht eine gute Aussagekraft bei vergleichsweise geringem Erhebungsaufwand
- Gute Erfassbarkeit sowie Reproduzierbarkeit der Erfassungsmethoden
- Stabile taxonomische und systematische Verhältnisse

Derzeit bestehende Defizite

- Kein aktuelles deutschsprachiges Bestimmungswerk
- z. T. aufwändig präparier- und determinierbar
- viele Arten klein, mit versteckter Lebensweise und somit schwer auffindbar
- notwendiger Einsatz kombinierter Fangmethoden für eine repräsentative Erfassung
- regional stark divergierender faunistischer Erforschungsstand; Checklisten und Rote Listen liegen nur teilweise vor, bedingt durch die relativ geringe Anzahl an Bearbeitern
- in wenigen Artengruppen unzureichende biologisch-ökologische Kenntnisse
- einige Nahrungsspezialisten treten nur in geringen Abundanzen auf; Gefahr von schwer deutbaren „Zufallsfunden“
- eingeschränkte Verwendung in hochalpinen Lebensräumen aufgrund der Artenarmut ab der Subalpinstufe

Bei Vorhandensein regionaler Bearbeiter mit guten ökologisch-faunistischen Kenntnissen spricht aus fachlicher Sicht vieles für die Verwendung von Heteropteren im Zuge natur-schutzfachlicher oder angewandt-ökologischer Fragestellungen und Planungen. Wie sich gezeigt hat, ist es - meist nach persönlicher Lobbyarbeit und Kontakten zu privaten Projektauf-

traggebern oder Behörden - durchaus möglich, Heteropteren als Modellgruppe zu etablieren und deren Vorzüge im Zuge raumrelevanter Projekte zum Einsatz zu bringen. Die „graue“ Literatur (Umweltverträglichkeitsstudien, sonstige Naturschutzgutachten) wird auch bei Wanzen immer unübersichtlicher. In ihrer Eignung stehen Wanzen anderen wirbellosen Modellgruppen somit nicht nach. Vielleicht kann diese Arbeit und auch die Ernennung der „Ritterwanze“ *Lygaeus equestris* (Lygaeidae) zum Insekt des Jahres 2007 (DECKERT 2006) zu einer vermehrten Verwendung dieser hoch diversen, attraktiven und interessanten Insektengruppe beitragen.

6 Zusammenfassung

Wanzen (Insecta, Heteroptera) wurden bisher im Naturschutz als eine weniger gut geeignete Tiergruppe für planungsrelevante Fragestellungen angesehen. Die vorliegende Arbeit bewertet auf Grundlage neuerer Erkenntnisse in den Bereichen Kenntnisstand, Verfügbarkeit etablierter Erhebungsmethoden, indikatorischer Wert, Vorhandensein von Roten Listen und Bearbeitungsaufwand Wanzen als gut geeignete Indikatorgruppe im Naturschutz. Es werden Empfehlungen für standardisierte Freiland-erhebungen in verschiedenen Lebensraumtypen gemacht. Insbesondere wegen des hohen indikatorischen Wertes bei (vergleichsweise) geringem Bearbeitungsaufwand sind Wanzen als „günstige“ Indikatorgruppe für naturschutzbiologisch-relevante Fragestellungen zu beurteilen.

7 Literatur

- ABRAHAM, R. (1991): Fang und Präparation wirbelloser Tiere. - Gustav Fischer, Stuttgart, 132 S.
- ACHTZIGER, R. (1991): Zur Wanzen- und Zikadenfauna von Saumbiotopen - Eine ökologisch-faunistische Analyse als Grundlage für eine naturschutzfachliche Bewertung. - Ber. ANL 15, 37-68.
- ACHTZIGER, R. (1995): Die Struktur von Insektengemeinschaften an Gehölzen: Die Hemipteren-Fauna als Beispiel für die Biodiversität von Hecken- und Waldrandökosystemen. - Bayreuther Forum Ökologie (bfö) 15, 1-183.
- ACHTZIGER, R. (1997): Organization Patterns in a Triticrophic Plant-Insect System: Hemipteran Communities in

- Hedges and Forest Margins. - *Ecological Studies* 130, 277-297.
- ACHTZIGER, R. (1998): Besiedlungsdynamik von Hemipteren-Gemeinschaften an regenerierten Waldrändern. - *Verh. Ges. Ökol.* 28, 281-289.
- ACHTZIGER, R. (1999): Möglichkeiten und Ansätze des Einsatzes von Zikaden in der Naturschutzforschung (Hemiptera: Auchenorrhyncha). - *Reichenbachia* 33, 171-190.
- ACHTZIGER R., BRAU, M., & SCHUSTER, G. (2003): Rote Liste gefährdeter Landwanzen (Heteroptera: Geocorisae) Bayerns. - Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 166, 82-91.
- ACHTZIGER, R., NICKEL, H., & SCHOLZE, W. (1995, unpubl.): Wanzen und Zikaden. - In: DOLEK, M., & GEYER, A. (1995): Zoologische Wirkungskontrolle von Naturschutzmaßnahmen (Beweidung von Feuchtflächen) im Bayerischen Wald. - Unveröff. Ergebnisbericht im Auftrag der Regierung von Niederbayern (Landshut), 139 S.
- ACHTZIGER, R., NICKEL, H., & SCHREIBER, R. (1999a): Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen auf Zikaden, Wanzen, Heuschrecken und Tagfalter im Feuchtgrünland. - Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 150, 109-131.
- ACHTZIGER, R., NIGMANN, U., RICHERT, E., & SCHOLZE, W. (1999b): Ökologische Untersuchungen zur Erfolgskontrolle und naturschutzfachlichen Bewertung von Streuobstbeständen - Durchführungskonzept und erste Ergebnisse. - *Schriftenr. Bayer. Landesamt für Umweltschutz* 150, Beiträge zum Artenschutz 22, 227-243.
- ACHTZIGER, R., NIGMANN, U., SCHOLZE, W., BUßLER, H., KROUPA, A., MEßLINGER, U., MÜNCH, A., & RICHERT, E. (2001, unpubl.): Ökologische Untersuchungen zur Erfolgskontrolle und naturschutzfachlichen Bewertung von Streuobstbeständen. - Ergebnisbericht im Auftrag der Regierung von Mittelfranken (Ansbach), 151 S. + Anhang.
- ACHTZIGER, R., & SCHOLZE, W. (1996): Ökologische Untersuchungen zur Wanzen- und Zikadenfauna des Naturschutzgebietes „Sippenauer Moor“, Lkr. Kelheim. - *Acta Albertina Ratisbonensia* 50 (1), 115-141.
- ACHTZIGER, R., & SCHOLZE, W. (im Druck): Wanzen (Heteroptera) als Indikatoren bei naturschutzfachlichen Erfolgskontrollen am Beispiel von Renaturierungsmaßnahmen im NSG „Sippenauer Moor“ (Niederbayern). - *Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv/Beiheft* 31, 231-244.
- ACHTZIGER, R., & TAUTENHAHN, S. (2006): Wanzen- und Zikadenarten des Campus der TU Bergakademie Freiberg. - *Mitteilungen des Naturschutzzinstitutes Freiberg* Heft 2, 29-37.
- ALBRECHT, C. (1997): Die Beurteilung von Lebensräumen anhand der Wanzenfauna (Insecta: Heteroptera) dargestellt am Beispiel rekultivierter und nicht rekultivierter Feldraine und Grünlandflächen in der Jülicher Börde (NRW). - *Acta Biologica Benrodis*, Suppl. 5, 1-160.
- ANDERSEN, N. M. (1994): Classification, phylogeny and zoogeography of the pond skater genus *Gerris* Fabricius (Hemiptera Gerridae). - *Canad. J. Zool.* 71 (1993), 2473-2508.
- ANDERSEN, N. M. (1996): Heteroptera Gerromorpha, Semi-aquatic Bugs. - In: ANDERS, N. N. (Hrsg.): *Aquatic Insects of North Europe - A Taxonomic Handbook*, Apollo Books, 77-90.
- ASTERAKI, E. J., HART, B. J., INGS, T. C., & MANLEY, W. J. (2004): Factors influencing the plant and invertebrate diversity of arable field margins. - *Agriculture, Ecosystems and Environment* 102, 219-231.
- AUKEMA, B., & RIEGER, C. (Hrsg.) (1995): *Catalogue of the Heteroptera of the Palaearctic Region (Vol. 1 - Enicocephalomorpha, Dipsocoromorpha, Nepomorpha, Gerromorpha and Leptopodomorpha)*. - The Netherlands Entomological Society, Amsterdam, 1-222.
- AUKEMA, B., & RIEGER, C. (Hrsg.) (1996): *Catalogue of the Heteroptera of the Palaearctic Region (Vol. 2 - Cimicomorpha I)*. - The Netherlands Entomological Society, Amsterdam, 1-361.
- AUKEMA, B., & RIEGER, C. (Hrsg.) (1999): *Catalogue of the Heteroptera of the Palaearctic Region (Vol. 3 - Cimicomorpha II: Miridae)*. - The Netherlands Entomological Society, Amsterdam, 1-577.
- AUKEMA, B., & RIEGER, C. (Hrsg.) (2001): *Catalogue of the Heteroptera of the Palaearctic Region (Vol. 4 - Pentatomomorpha I: Aradidae, Lygaeidae, Piesmatidae, Malcidae, Berytidae, Colobathristidae, Largidae, Pyrrhocoridae)*. - The Netherlands Entomological Society, Amsterdam, 1-346.
- AUKEMA, B., & RIEGER, C. (Hrsg.) (2006): *Catalogue of the Heteroptera of the Palaearctic Region (Vol. 5 - Pentatomomorpha II: Stenocephalidae - Pentatomidae)*. - The Netherlands Entomological Society, Amsterdam, 1-350.
- BARTELS, R., GRUSCHWITZ, W., & KLEINSTEUBER, W. (2004): Rote Liste der Wanzen (Heteroptera) des Landes Sachsen-Anhalts. - *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt* 39, 237-248.
- BECKER, P. (1992): Colonization of islands by carnivorous and herbivorous Heteroptera and Coleoptera: effects of island area, plant species richness, and extinction rates. - *Journal of Biogeography* 19, 163-171.
- BERNHARDT, K.-G. (1985): Untersuchungen zur Verteilung und zum Vorkommen der Wanzen (Heteroptera) und Zikaden (Homoptera, Auchenorrhyncha) in einem typischen Biotopkomplex des Münsterlandes. - *Decheniana* 138, 78-84.
- BERNHARDT, K.-G. (1986): Das Vorkommen von Wanzen und Zikaden in den trockenen Grassäumen im randlichen Sennegebiet bei Dreihäusen/Paderborn. - *Ber. Naturwiss. Ver. Bielefeld* 28, 103-107.
- BERNHARDT, K.-G. (1989): Die Pionierbesiedlung der terrestrischen Bereiche im Ersatzbiotop Geeste (Emsland, Nordwest-Deutschland) durch Heteropteren. - *Verh. Westd. Entom. Tag* 1988, Düsseldorf 1989, 221-232.
- BERNHARDT, K.-G. (1991): Beobachtungen zur Pionierbesiedlung neuangelegter Kleingewässer durch Heteropteren. - *Verh. Westd. Entom. Tag* 1990, Düsseldorf 1991, 211-218.
- BERNHARDT, K.-G. (1993): Die Wanzenfauna „naturnaher“ und naturferner Uferabschnitte der Hase (Landkreis Osnabrück). - *Verh. Westd. Entom. Tag* 1992, Düsseldorf 1993, 151-157.

- BERNHARDT, K.-G. (1995): Rote Liste der Wanzen (Heteroptera) im Fürstentum Liechtenstein. - Ber. Bot.-Zool. Ges. Liechtenstein-Sargans-Werdenberg 22, 179-186.
- BERNHARDT, K.-G. (1996): Räumliche Verteilungsmuster und Habitatbindung von terrestrischen Heteropteren in einer nordwestdeutschen Hudellandschaft. - Drosera, 96 (1), 33-47.
- BERNHARDT, K.-G., & HANDKE, K. (1994): Ein Beitrag zur Vegetation und Arthropodenfauna einer großen Abgrabungsfläche „Laerheide“ bei Bad Laer (Heteroptera, Coleoptera). - Ber. Naturhist. Ges. Hannover 136, 181-195.
- BERNHARDT, K.-G., & HANDKE, K. (1998): Zur Wanzenfauna eines Flussmarschgebietes bei Bremen (Niedervieland, Ochtumniederung) Heteroptera. - Abh. Naturw. Verein Bremen 44/1, 75-91.
- BIRÓ, J. (2003): Temporal-spatial pattern of true bug assemblages (Heteroptera: Gerromorpha, Nepomorpha) in lake Balaton. - Applied Ecology and environmental research 1 (1-2), 173-181.
- BOCKWINKEL, G. (1988): Der Einfluß der Mahd auf die Besiedlung von mäßig intensiv bewirtschafteten Wiesen durch Graswanzen (Stenodemiini, Heteroptera). - Natur & Heimat 48 (4), 119-129.
- BOCKWINKEL, G. (1990): Unsere Kulturlandschaft als Lebensraum für Graswanzen (Stenodemiini, Miridae, Heteroptera). - Verh. Westd. Entom. Tag, 1989, 265-283.
- BONESS, M. (1953): Die Fauna der Wiesen unter besonderer Berücksichtigung der Mahd. - Z. Morph. u. Ökol. Tiere 42, 255-277.
- 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 Ent. Publ. 2 (6), 1-330.
- BORNHOLDT, G., BRENNER, U., HAMM, S., KRESS J.C., LOTZ, A., & MALTEN, A. (1997): Zoologische Untersuchungen zur Grünlandpflege am Beispiel Borstgrasrasen und Goldhaferwiesen in der Hohen Rhön. - Natur und Landschaft 72 (6), 275-281.
- BORNHOLDT, G., BRAUN, H., & KRESS, J. (2000): Erfolgskontrollen im abgeschlossenen Naturschutzgroßprojekt „Hohe Rhön/Lange Rhön. - Angewandte Landschaftsökologie 30, 262 S.
- BORNHOLDT, G., HAMM, S., KRESS, J., BRENNER, U., & MALTEN, A. (2001): Zoologische Untersuchungen zur Grünlandpflege in der Hohen Rhön. - Angewandte Landschaftsökologie 39, 237 S.
- BRAASCH, D., & SCHÖNFELD, P. (1992): Rote Liste Wasserwanzen und wasserliebende Landwanzen (Heteroptera: Nepomorpha et Gerromorpha). - In: Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (Hrsg.): Gefährdete Tiere im Land Brandenburg. Rote Liste, 61-62.
- BRÄNDLE, M., & RIEGER, C. (1999): Die Wanzenfauna von Kiefernstandorten (*Pinus sylvestris* L.) in Mitteleuropa (Insecta: Hemiptera: Heteroptera). - Faun. Abh. 21, 239-258.
- BRÄNDLE, M., STADLER, J., & BRANDL, R. (2000): Body size and host range in European Heteroptera. - Ecography 23(1), 139-147.
- BRÄU, M., & SCHWIBINGER, M. (2004): Beitrag zur Wanzenfaunistik in Bayern mit Kommentaren zur Neufassung der Roten Liste (Insecta: Heteroptera, Geocorisae). - Beiträge zur bayerischen Entomofaunistik 6, 95-216.
- BRÖRING, U. (2001): Analyse der Heteropterengemeinschaften von süßen und brackigen Gewässern auf küstennahen Düneninseln (Hemiptera: Heteroptera, Nepomorpha, Gerromorpha). - Habilitationsschrift Brandenburgische Technische Universität Cottbus, 1-147.
- BRÖRING, U., MRZLJAK, J., NIEDRINGHAUS, R., & WIEGLEB, G. (2005): Soil zoology I: arthropod communities in open landscapes of former brown coal mining areas. - Ecological Engineering 24, 121-133.
- BRÖRING, U., & NIEDRINGHAUS, R. (1988): Zur Zusammensetzung der Wanzen- und Zikadenfauna (Hemiptera: Heteroptera, Auchenorrhyncha) naturnaher Grünanlagen im Stadtgebiet von Bremen. - Abh. naturw. Ver. Bremen 41, 17-21.
- BRÖRING, U., & NIEDRINGHAUS, R. (1989): Die epigäische Hemipterenfauna (Heteroptera, Auchenorrhyncha) der Tertiärdünen Ostfriesischer Düneninseln. - Braunsch. naturkd. Schr. 3(2), 387-397.
- BRÖRING, U., & NIEDRINGHAUS, R. (1992): Artenwechsel auf einer Düneninsel im Zeitraum von 50 Jahren am Beispiel zweier Insektengruppen (Heteroptera et Auchenorrhyncha). - Verh. Ges. Ökol. 21, 421-425.
- BRÖRING, U., & NIEDRINGHAUS, R. (1997): Die Wanzenfauna (Heteroptera: Geocorisae) verschiedener Biotope einer intensiv genutzten Agrarlandschaft im Emsland. - Abh. Westf. Mus. Naturk. 59 (4), 183-196.
- BRÖRING, U., & WIEGLEB, G. (1999): Seltene und gefährdete Wanzen (Heteroptera) in Offenlandbereichen der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. - Naturschutz und Landschaftspflege Brandenburg 8 (2), 60-63.
- BRÖRING, U., & WIEGLEB, G. (2005): Soil zoology II: Colonization, distribution, and abundance of terrestrial Heteroptera in open landscapes of former brown coal mining areas. - Ecological Engineering 24, 135-147.
- BROWN, V. K. (1982): Size and shape as ecological discriminants in successional communities of Heteroptera. - Biological Journal of the Linnean Society 18, 279-290.
- BRUELHEIDE, S., & ZUCCHI, H. (1993): Die Heteropterenfauna unterschiedlicher städtischer Gärten. - Verh. Westd. Entomol. Tag 1992, 159-167.
- BURGHARDT, G., & RIEGER, C. (1978): Die Wanzenfauna der Sandhausener Flugsanddünen - unter besonderer Berücksichtigung des NSG „Pferdstriebdüne“ - (Insecta, Heteroptera). - Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 47/48, 393-413.
- BURKHOLDER, A. (1993): Auswirkungen der Begrünung auf die Wanzenfauna ausgewählter Weinberge Unterfrankens. - Diplomarbeit Julius Maximilians Universität Würzburg, 1-116.
- BURMEISTER, E.-G. (2003): Rote Liste gefährdete Wasserwanzen (Hydrocorisae, Gerromorpha) Bayerns. - Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 166, 92-94.

- CHRISTANDL-PESKOLLER, H., & JANETSCHKE, H. (1976): Zur Faunistik und Zoozoönotik der südlichen Zillertaler Hochalpen. Mit besonderer Berücksichtigung der Makrofauna. - *Alpin-biologische Studien*, VII, Innsbruck.
- COLL, M., & RUBERSON, J. R. (1998): Predatory Heteroptera: Their Ecology and Use in Biological Control. *Proc. Thomas Say Publ. Entomol.*, Lanham, MD, 233 pp.
- DAMKEN, C., & BIEDERMANN, R. (2007): Habitatmodelle für Wanzen (Insecta: Heteroptera) städtischer Brachflächen. - *Entomologentagung Innsbruck 2007*, Poster.
- DECKERT, J. (2006): Insekt des Jahres 2007. Ritterwanze. - *Überleben, Kampagne, Steckbrief Nr. 12*.
- DECKERT, J., & GÖLLNER-SCHIEDING, U. (1992): Rote Liste Wanzen (Heteroptera ohne Nepomorpha und Gerromorpha). - In: Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (Hrsg.): *Gefährdete Tiere im Land Brandenburg. Rote Liste*, 49-60.
- DECKERT, J., & HOFFMANN, H.-J. (1993): Bewertungsschema zur Eignung einer Insektengruppe (Wanzen) als Biodeskriptor (Indikator, Zielgruppe) für Landschaftsplanung und UVP in Deutschland. - *Insecta* 1, 141-146.
- DECKERT, J., & WINKELMANN, H. (2005): Rote Liste und Gesamtartenliste der Wanzen (Heteroptera) von Berlin. - In: *Der Landesbeauftragte für Naturschutz und Landschaftspflege / Senatsverwaltung für Stadtentwicklung* (Hrsg.): *Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere von Berlin*, 1-33.
- DERJANSCHI, V., & PÉRICART, J. (1990): Hémiptères Penta-toidea euro-méditerranéens. - *Faune de France* 90, 1-494.
- DI GIULIO, M. (2000): Insect diversity in agricultural grasslands: The effects of management and landscape structure. - *Diss. ETH*, Nr. 13698, 1-79.
- DI GIULIO, M., HECKMANN, R., & SCHWAB, A. (2000a): The bug fauna (Heteroptera) of agricultural grasslands in the Schaffhauser Randen (SH) and Rottal (LU), Switzerland, with updated checklists of the Heteroptera of the Cantons Luzern and Schaffhausen. - *Mitt. Schweiz. Entomol. Ges.* 73, 277-300.
- DI GIULIO, M., MEISTER, E., & EDWARDS, P. J. (2000b): Der Einfluss von Bewirtschaftung und Landschaftsstruktur auf die Wanzenfauna von Wiesen. - *Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent.* 12, 285-288.
- DI GIULIO, M., EDWARDS, P. J., & MEISTER, E. (2001): Enhancing insect diversity in agricultural grasslands: the roles of management and landscape structure. - *J. Appl. Ecol.* 38, 310-319.
- DOLLING, W. R. (1991): *The Hemiptera*. - Oxford University Press, 274 S.
- DOROW, W. H. O. (1994): Untersuchungen zum Einfluß allochthoner und autochthoner Düngung auf die Wanzenfauna (Heteroptera) von Halbtrockenrasen in der Eifel (Rheinland-Pfalz). - *Marburger Ent. Publ.* 2 (8), 1-46.
- DOROW, W. H. O. (1999): Heteroptera (Wanzen). - In: FLECHTNER, G., DOROW, W. H. O., & KOPELKE, J.-P. (Hrsg.): *Naturwaldreservate in Hessen*. No. 5/2.1 (1999). Niddahänge östlich Rudingshain. *Zoologische Untersuchungen 1990-1992*. - Hessisches Ministerium des Innern und für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz & Frankfurt am Main, Forschungsinstitut und Naturmuseum Senckenberg, 241-398.
- DOROW, W. H. O. (2001): Heteroptera (Wanzen). - In: DOROW, W. H. O., FLECHTNER, G., & KOPELKE, J.-P. (Hrsg.): *Naturwaldreservate in Hessen*. No. 6/2.1. Schönbusche. *Zoologische Untersuchungen 1990-1992*. Hessen-Forst – FIV Ergebnis- und Forschungsbericht 28/1, 157-254.
- DOROW, W. H. O. (2006): Heteroptera (Wanzen). - In: FLECHTNER, G., DOROW, W. H. O., & KOPELKE, J.-P. (Hrsg.): *Naturwaldreservate in Hessen*. No. 7/2.1. Hohestein. *Zoologische Untersuchungen 1994-1996*, Teil 1. - *Mitteilungen der Hessischen Landesforstverwaltung* 41: 61-164.
- DOROW, W. H. O., REMANE, R., GÜNTHER, H., MORKEL, C., BORNHOLDT, G., & WOLFRAM, E. M. (2003): Rote Liste und Standardartenliste der Landwanzen Hessens (Heteroptera: Dipsocoromorpha, Leptopodomorpha, Cimicomorpha, Pentatomomorpha). - *Natur in Hessen*, 1-80.
- DUELLI, P., & OBRIST, M. K. (1998): In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas. - *Biodiversity and Conservation* 7, 297-309.
- DUELLI, P., & OBRIST, M. K. (2003a): Biodiversity indicators: the choice of values and measures. - *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98 (1-3), 87-98.
- DUELLI, P., & OBRIST, M. K. (2003b): Regional biodiversity in an agricultural landscape: the contribution of seminatural habitat islands. - *Basic and Applied Ecology* 4, 129-138.
- EHRLINGER, M., BELLSTEDT, R., ACHTZIGER, R., FRITZE, M.-A., SCHOLZE, W., & SCHULZE, C. (1997): Zur Fauna des Naturschutzgebietes „Sonder“ bei Schlotheim, Unstrut-Hainich-Kreis/Thüringen (Aves, Amphibia, Insecta, Mollusca). - *Thür. Faun. Abhandlungen* 4, 197-225.
- ENGEL, K., & GÖRNER, M. (2004): Auswirkungen von forstlichen Eingriffen zur Einleitung der Verjüngung auf die Biodiversität von Wirtschaftswäldern in Mittelschwaben. - *Forschungsvorhaben der Bayerischen Staatsforstverwaltung*, L52, 1-94.
- FAUVEL, G. (1999): Diversity of Heteroptera in agroecosystems: role of sustainability and bioindication. *Agric. Ecosyst. Environ.* 74, 275-303.
- FINCK, P., HAMMER, D., KLEIN, M., KOHL, A., RIECKEN, U., SCHRÖDER, E., SSYMANK, A., & VÖLKL, W. (1992): Empfehlungen für faunistisch-ökologische Datenerhebungen und ihre naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen von Pflege- und Entwicklungsplänen für Naturschutzgroßprojekte des Bundes. - *Natur und Landschaft* 67 (7/8), 329-340.
- FLOREN, A., & GOGALA, A. (2002): Heteroptera from Beech (*Fagus sylvatica*) and Silver Fir (*Abies alba*) trees of the Primary Forest Reserve Rajhnavski Rog, Slovenia. - *Acta entomol. Slov.* 10, 25-32.
- FORSTER, B., GIACALONE, I., MORETTI, M., DIOLI, P., & WERMELINGER, B. (2005): Die amerikanische Eichen-netzwanze *Corythucha arcuata* (Say) (Heteroptera, Tingidae) hat die Südschweiz erreicht. - *Mitt. Schweiz. Entomol. Ges.* 78, 317-323.

- 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. (1943): Die Landtierwelt der Mittleren Hohen Tauern. - Denkschr. d. Akad. Wiss. Wien, Math.-nat. Kl. 107, 1-552.
- FRANZ, H. (1946): Die Tiergesellschaften hochalpiner Lagen. - Biologica Generalis 18/1-2, 1-29.
- FREESE, E. (2003): Hochmoorrenaturierung und Gildenstruktur phytophager Insekten. Untersuchungen zur Zikaden- und Wanzenfauna (Hemiptera: Auchenorrhyncha, Heteroptera) in den Naturschutzgebieten NSG Lengener Meer und NSG Stapeler Moor im Landkreis Leer (Niedersachsen). - Diplomarbeit im Studiengang Landschaftsökologie, Universität Oldenburg, 145 S.
- FRIEB, T. (1998): Die Wanzen (Heteroptera) des Naturschutzgebietes Hörfeld-Moor (Kärnten/Steiermark). - Carinthia II 188./108., 589-605.
- FRIEB, T. (1999): Die Wanzenfauna (Heteroptera) mehrjähriger Ackerbrachen mit Saumbiotopen im Glanfeld (Kärnten). - Carinthia II 189./109., 335-352.
- FRIEB, T. (2000a): Beitrag zur Kenntnis der an Grau-, Grün- und Schwarzerlen (*Alnus* spp.) vorkommenden Heteropteren in Südösterreich (Steiermark, Kärnten). - Beiträge zur Entomofaunistik 1, 57-71.
- FRIEB, T. (2000b): Wanzen (Heteroptera) in den montanen und alpinen Lebensräumen des Hochobirs (Karawanken, Südösterreich). - Linzer biol. Beitr. 32/2, 1301-1315.
- FRIEB, T. (2001): Die Wanzenfauna (Heteroptera) des Bergsturzes Schütt/Dobratsch und seiner näheren Umgebung (Kärnten, Österreich): Faunistik, Zönotik und Naturschutz. - Carinthia II 191./111., 357-388.
- FRIEB, T. (2003): Ackerstilllegung und Naturschutz: Evaluierung unterschiedlicher Maßnahmen am Beispiel der Wanzenfauna in Kärnten (Insecta: Heteroptera). - Entomologica Austriaca 9, 8-10.
- FRIEB, T. (2006): Naturschutzfachliche Analyse der Wanzenfauna (Insecta, Heteroptera) unterschiedlicher Almflächen im Nationalpark Gesäuse (Österreich, Steiermark). - In: RABITSCH, W. (Hrsg.): Hug the bug - For love of true bugs. Festschrift zum 70. Geburtstag von Ernst Heiss. Denisia 19, 857-873.
- FRIEB, T., & ADLBAUER, K. (2007): Die Wanzenfauna des Truppenübungsplatzes Seetaler Alpe (Steiermark). Faunistik, Zönotik und Naturschutz. - Joannea Zool. 9: im Druck.
- FRIEB, T., DERBUCH, G., & KRAINER, K. (2001): Die Steppensattelschrecke in Penk/Mölltal. Naturschutzfachliche Analyse und Entwicklung eines Pflegekonzeptes an einem Fundort der Steppen-Sattelschrecke (*Ephippiger ephippiger*, FIEBIG) auf Basis faunistischer Untersuchungen (Insecta: Orthoptera, Heteroptera). - Kärntner Naturschutzberichte 6, 3-24.
- FRIEB, T., DERBUCH, G., & WULZ, G. (2004): Die Heuschrecken- und Wanzenfauna (Insecta: Orthoptera, Heteroptera) des Natura 2000-Gebietes Fronwiesen. - Kärntner Naturschutzberichte 9, 42-68.
- GEILING, A. (1994): Untersuchungen zur Wanzenfauna (Heteroptera) künstlich angelegter Feuchtgebiete. - Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik 675, 213-330.
- GEILING, A., & DÜX, W. (1993): Untersuchungen zur Wanzen- und Käferfauna künstlich angelegter Feuchtgebiete in den Naturparken Siebengebirge und Schwalm-Nette. - Mitt. internat. entomol. Ver. 14 (3/4), 81-115.
- GERSTMEIER, R., & LANG, C. (1996): Beitrag zu Auswirkungen der Mahd auf Arthropoden. - Z. Ökologie u. Naturschutz 5, 1-14.
- GEPP, J. (1999): Insekten als Modellgruppe der Naturschutzbewertung: Fallbeispiele, kritischer Situationsüberblick und Tendenzbericht für Österreich. - Entomologische Nachrichten und Berichte 43, 177-182.
- GEPP, J. (2001): Entomologische Relevanz der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der Europäischen Union. - Entomologica Austriaca 1, 7-10.
- GÖLLNER-SCHIEDING, U. (1990): Zur Insektenfauna vom Voglmoos (775 m) bei Neudorf, Kanton Luzern. III Heteroptera (Wanzen). - Ent. Ber. Luzern 24, 115-122.
- GÖLLNER-SCHIEDING, U. (1992): Einheimische Bäume als Lebensraum von Heteropteren (Insecta). - Faun. Abh. 18, 103-129.
- GOGALA, A. (2006): Heteroptera of Slovenia, III: Miridae. - Annales Ser. hist. nat. 16/1, 77-112.
- GOBNER, M. (2004): Diversität und Struktur arborikoler Arthropodenzönosen fremdländischer und einheimischer Baumarten. - Neobiota 5, 1-320.
- GOBNER, M. (2005): The importance of Silver fir (*Abies alba* MILL.) in comparison to spruce (*Picea abies* (L.)KARST.) and oak (*Quercus petraea* (MATT.) LIEBL.) for arboreal Heteroptera communities in Bavarian forests. - waldökologie online 2, 90-105.
- GOBNER, M. (2006): Phenological activity patterns of imaginal Heteroptera in the canopy of different tree species in Bavaria, Germany. - In: RABITSCH, W. (Hrsg.): Hug the bug - For love of true bugs. Festschrift zum 70. Geburtstag von Ernst Heiss. Denisia, 19, 1055-1094.
- GOBNER, M., & AMMER, U. (2006): The effects of Douglas-fir on tree-specific arthropod communities in mixed species stands with European beech and Norway spruce. - Eur. J. Forest Res. 125, 221-235.
- GOBNER, M., & BRÄU, M. (2004): Die Wanzen der Neophyten Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) und Amerikanischer Roteiche (*Quercus rubra*) im Vergleichen zur Fichte und Tanne bzw. Stieleiche und Buche in südbayerischen Wäldern - Schwerpunkt arborikole Zönosen. - Beiträge zur bayerischen Entomofaunistik 6, 217-235.
- GREATOREX-DAVIES, J. N., SPARKS, T. H., & HALL, M. L. (1994): The response of Heteroptera and Coleoptera species to shade and aspect in rides of coniferised lowland woods in southern England. - Biological conservation 67, 255-273.
- GREILER, H. (1994): Insektengesellschaften auf selbstbe-grüntem und eingesäten Ackerbrachen. - Agrarökologie, Bd.11. Haupt Verlag, Bern, 1-136.
- GRIMM, D. (1994): Faunistische und ökologische Untersu-

- chungen an den Ruderwanzen (Corixidae) im Naturschutzgebiet Federsee. - Jh. Ges. Naturkde. Württemberg 150, 157-189.
- GRÜNBACHER, E.-M., & KROMP, B. (2006): Untersuchungen zum Auftreten der Getreidewanzen (Heteroptera: Scutelleridae, Pentatomidae) im biologischen Landbau Ostösterreichs. - HETEROPTERON, Heft 23, 12.
- GRUTTKE, H. (2005): Gefährdungsursachenanalyse im Kontext Roter Listen. - In: GÜNTHER, A., NIGMANN, U., ACHTZIGER, R., & GRUTTKE, H. (Bearb.): Analyse der Gefährdungsursachen von planungsrelevanten Tiergruppen in Deutschland. - Naturschutz und Biodiversität 21, 7-18.
- GÜNTHER, A., NIGMANN, U., & ACHTZIGER, R. (2005): Analyse der Gefährdungsursachen von planungsrelevanten Tiergruppen in Deutschland zur Ergänzung der bestehenden Roten Listen gefährdeter Tiere. - In: GÜNTHER, A., NIGMANN, U., ACHTZIGER, R., & GRUTTKE, H. (Bearb.): Analyse der Gefährdungsursachen von planungsrelevanten Tiergruppen in Deutschland. - Naturschutz und Biodiversität 21, 19-613.
- GÜNTHER, H. (1987): Die Wanzen (Hemiptera-Heteroptera) des NSG Mainzer Sand. - Mainzer Naturw. Archiv 25, 253-271.
- GÜNTHER, H. (1988): Die Heteropterenfauna des Sinswanger Moooses bei Oberstaufen/Allgäu. - Ber. Naturf. Ges. Augsburg 48, 1-18.
- GÜNTHER, H. (1997): *Lygocoris zebei* n.sp., eine neue Weichwanzen-Art aus Mitteleuropa (Heteroptera: Miridae). - Mitt. internat. entomol. Ver. 22, 1-8.
- GÜNTHER, H. (2003): Die Wanzenfauna (Insecta: Heteroptera) des Ober-Olmer Waldes bei Mainz. Ergebnisse einer Begleituntersuchung zum ökologischen Modellprojekt Konversion Ober-Olmer Wald. - Fauna Flora Rheinland-Pfalz 10(1), 99-123.
- GÜNTHER, H., HOFFMANN, H.-J., MELBER, A., REMANE, R., SIMON, H., & WINKELMANN, H. (1998): Rote Liste der Wanzen (Heteroptera). - In: Bundesamt f. Naturschutz (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. - Schr.Reihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55, 235-242.
- GÜNTHER, H., & SCHUSTER, G. (2000): Verzeichnis der Wanzen Mitteleuropas (Insecta: Heteroptera) (2. überarbeitete Fassung). - Mitt. internat. entomol. Ver., Supplement VII, 1-69.
- GÜNTHER, H., RIEGER, C., & BURGHARDT, G. (1982): Die Wanzenfauna des Naturschutzgebietes „Mainzer Sand“ und benachbarter Sandgebiete. - Mainzer Naturwiss. Archiv 20, 1-36.
- GÜNTHER, H., & STRAUB, G. (2006): *Micracanthia fennica* (Reuter, 1848) (Heteroptera, Saldidae), ein Eiszeitrelikt in Mitteleuropa. - In: RABITSCH, W. (Hrsg.): Hug the bug - For love of true bugs. Festschrift zum 70. Geburtstag von Ernst Heiss. Denisia, 19, 875-878.
- HÄNSEL, S. (2001, unpubl.): Vergleichende Untersuchungen der Insektenfauna (Wanzen, Zikaden) unterschiedlich genutzter und schwermetallbelasteter Auenbereiche der Freiburger Mulde. - Studienarbeit TU Bergakademie Freiberg, Studiengang Geoökologie.
- HANDKE, K., & HELLBERG, F. (2007): Entwicklung eines Zielartenkonzeptes für Bremen als Grundlage für eine Naturschutzmonitoring. Vorgehensweise, Ergebnis und Anwendung. - Naturschutz und Landschaftsplanung 39 (2), 37-46.
- HATTWIG, F. (1997): Wanzen (Heteroptera) in Getreidekulturen unterschiedlicher Bewirtschaftung bei Braunschweig. - Braunschw. naturkdl. Schr. 5(2), 353-358.
- HAVELKA, P. (1978): Entomologie - geliebtes-ungeliebtes Stiefkind des Naturschutzes? - Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 47/48, 187-189.
- HECKMANN, R. (2000): *Orthotylus (Melanotrichus) riegeri* n. sp., a new plant bug from Switzerland (Heteroptera: Miridae: Orthotylineae). - Mitt. Schweiz. Entomol. Ges. 73, Nr. 3/4, 211-217.
- HEISS, E. (1973): Zur Heteropterenfauna Nordtirols (Insecta: Heteroptera) III: Lygaeoidea. - Veröff. d. Mus. Ferd. Innsbruck 53, 125-158.
- HEISS, E. (1977): Zur Heteropterenfauna Nordtirols (Insecta: Heteroptera) V: Ceratocombidae, Nabidae, Anthocoridae, Cimicidae, Microphysidae. - Veröff. d. Mus. Ferd. Innsbruck 57, 35-51.
- HEISS, E. (1978): Zur Heteropterenfauna Nordtirols (Insecta: Heteroptera) VII: Tingidae. - Ber. nat.-med. Ver. Innsbruck 65, 73-84.
- HEISS, E., & JOSIFOV, M. (1990): Vergleichende Untersuchung über Artenspektrum, Zoogeographie und Ökologie der Heteropteren-Fauna in Hochgebirgen Österreichs und Bulgariens. - Ber. nat.-med. Ver. Innsbruck 77, 123-161.
- HEISS, E., & PÉRICART, J. (1983): Revision of Palaearctic Piesmatidae (Heteroptera). - Mitt. Münch. Ent. Ges. 73, 61-171.
- HEITKAMP, U., GOTTWALD, J., & KLAPP, K. (1985): Anfangsphasen der Sukzession der Zoozönosen neu geschaffener und restaurierter Tümpel. - Verh. Ges. Ökol. XIII, 97-110.
- HELB, H.-W. (2000): Insekten als Bioindikatoren in der Planung öffentlicher Baumassnahmen. - Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent. 12, 295-298.
- HELDEN, A.J., & LEATHER, S.R. (2004): Biodiversity on urban roundabouts - Hemiptera, management and the species-area relationship. - Basic and Applied Ecology 5 (4), 367-377.
- HENGVELD, R. (1994): Biodiversity - the diversification of life in a non-equilibrium world. - Biodiversity Letters 2, 1-10.
- HILDEBRANDT, J. (1995): Auswirkungen der Extensivierung von Grünland auf phytophage Insekten - Erfahrungen aus den Wümmewiesen und dem GVZ - Ausgleichsraum. - Bremer Beiträge zur Naturkunde und Naturschutz 1, 135-142
- HINES, J., LYNCH, M. E., & DENNO, R. F. (2005): Sap-feeding insect communities as indicators of habitat fragmentation and nutrient subsidies. - Journal of Insect Conservation 9, 261-280.
- HOFFMANN, H.-J. (1992): Zur Wanzenfauna (Hemiptera-Heteroptera) von Köln. - Decheniana, Beiheft 31, 115-164.
- HOFFMANN, H.-J. (2004a): Zum Heteropteren-Teil der ENTOMOFAUNA GERMANICA. - HETEROPTERON, Heft 18, 29-30.
- HOFFMANN, H.-J. (2004b): Zur Biologie, Entwicklung und

- Verbreitung der Grundwanze *Aphelocheirus aestivalis* FABRICIUS, 1798 in Deutschland. - HETEROPTERON, Heft 19, 7.
- HOFFMANN, H.-J., & MELBER, A. (2003): Verzeichnis der Wanzen (Heteroptera) Deutschlands. - In: KLAUSNITZER, B. (Hrsg.): Entomofauna Germanica 6. Entomologische Nachrichten und Berichte, Beiheft 8, 209-272.
- HOFMÄNNER, B. (1924): Die Hemipterenfauna des schweizerischen Nationalparks. - Denkschr. Schweiz. naturf. Ges. 50 (1), 1-88.
- HULTSCH, L. (2004, unpubl.): Untersuchungen zur Besiedlung einer Sprengfläche im Pockautal durch die Tiergruppen Heteroptera (Wanzen) und Auchenorrhyncha (Zikaden). - Studienarbeit TU Bergakademie Freiberg, Studiengang Geoökologie, 77 S. + Anhang.
- INDERMAUR, L. (2001): Impact of vegetation parameters on bug distribution (Insecta: Heteroptera) in conservation headlands. - Diplomarbeit Universität Bern, 32 S.
- JANETSCHKEK, H. (1949): Tierische Successionen auf hochalpinem Neuland. Nach Untersuchungen am Hintereis-, Niederjoch- und Gepatschferner in den Ötztaler Alpen. - Ber. nat.-med. Ver. Innsbruck 48/49, 1-215.
- JANSSON, A. (1986): The Corixidae (Heteroptera) of Europe and some adjacent regions. - Acta Entomol. Fennica 47, 1-94.
- KAUWLING, S., GLANDT, D., & MATTES, H. (1995): Zur Wanzenfauna junger Ackerbrachen in der Westfälischen Bucht. Ein Beitrag zur Bewertung der Flächenstilllegung aus tierökologischer Sicht. - Metelener Schr.-R. f. Naturschutz 5, 59-74.
- KEIENBURG, T., PRÜTER, J., HÄRDTLE, W., KAISER, T., KOOPMANN, A., MELBER, A., NIEMEYER, F., & SCHALTEGGER, S. (2004): Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland - Zusammenfassende Aspekte eines Verbundforschungsvorhabens. - NNA-Berichte 2/2004, 3-12.
- KLAUSNITZER, B. (1994): Vor- und Nachteile eines Modellgruppenkonzeptes aus entomologischer Sicht. - Insecta 3, 32-50.
- KLAUSNITZER, B. (1997): Faunistik heute - allgemein, angewandt, abgewandt. - Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent. 11, 829-937.
- KLIEBER, A., SCHRÖDER, U., & IRMLER, U. (1995): Der Einfluß der Mahd auf die Arthropoden des Feuchtgrünlandes. - Z. Ökologie u. Naturschutz 4, 227-237.
- KOTT, P. (1995): Veränderungen der Wanzenfauna durch Koppelbeweidung im NSG Wahler Berg (Kreis Neuss). - Niederrh. Jb. 17, 85-90.
- KOISTEK, J., & DOBSIK, B. (1985): Bugs (Heteroptera) in a floodplain forest. - Acta scientiarum naturalium, Academia scientiarum bohemoslovaca Brno XIX, Nova Series 10, 56 S.
- KRUSS, A., & TSCHARNTKE, T. (2002): Contrasting response of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. - Biol. Conserv. 106, 293-302.
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (2002): Die Lebensraumtypen nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie im Land Sachsen-Anhalt. - Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt. 29, Sonderheft, 1-368.
- LEHMANN, H. (1932): Beitrag zur Ökologie grasbewohnter Heteropteren Norddeutschlands. - Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten (Pflanzenpathologie) und Pflanzenschutz 42 (1), 1-10.
- LICHTER, D., & SANDER, F. W. (2001): Rote Liste der Landwanzen (Heteroptera: Cimicomorpha, Dipsocoromorpha et Pentatomorpha) Thüringens. 1. Fassung. - Naturschutz report 18, 95-105.
- LÖDERBUSCH, W. (1984): Wasserkäfer und Wasserwanzen als Besiedler neuangelegter Kleingewässer im Raum Sigmaringen. - Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 59/60, 421-456.
- LUDWIG, G., HAUPT, H., GRUTTKE, H., & BINOT-HAFKE, M. (2006): Methodische Anleitung zur Erstellung Roter Listen gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze. - BfN-Skripten 191, 98 S. (Bundesamt für Naturschutz, Bonn)
- MAIER, T. (1997): Vergleich der Wanzenfauna (Heteroptera) von Natur- und Wirtschaftswäldern. Untersuchungen in der Stamm- und Kronenregion in fünf ausgewählten Beständen des Hienheimer Forstes in Niederbayern. - Diplomarbeit Forstwissenschaftliche Fakultät Ludwig-Maximilian Universität München, 1-125.
- MANHART, C., MARSHALEK, H., & KARG, J. (2004): Renaturierung feucht-nassen Grünlands im Voralpenraum. Untersuchungen zur Vegetationsentwicklung sowie zur Biomasse und Diversität bei Insekten. - Natur und Landschaft 79 (6), 257-263.
- MARCHAND, H. (1953): Die Bedeutung der Heuschrecken und Schnabelkerfe als Indikatoren verschiedener Graslandtypen. - Beitr. z. Ent. 3 (1/2), 116-162.
- MARTSCHEI, T. (1997): Die terrestrische Heteropterenfauna der Ostseeinsel Hiddensee. - Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern 33, 84-104.
- MARTSCHEI, T. (2004): Wanzen (Heteroptera) als Indikatoren des Lebensraumtyps Trockenheide in unterschiedlichen Altersphasen am Beispiel „Retzower Heide“ (Brandenburg). - Insecta 9, 35-48.
- MELBER, A. (1993): Mehrjährige Untersuchungen der Laufkäfer- und Wanzenfauna nach einer Pflegemaßnahme in einer Calluna-Heide. - NNA-Berichte 3, 39-45.
- MELBER, A. (1999a): Interessant, doch oft verkannt: Die Wanzen, eine artenreiche Insektengruppe. - Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, Heft 5/99, 16 S.
- MELBER, A. (1999b): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Wanzen mit Gesamtartenverzeichnis. - Inform. d. Naturschutz Niedersachs. 19 (Suppl. 5), 1-44.
- MELBER, A., & HENSCHEL, H. (1981): Untersuchungen zur Zusammensetzung der terrestrischen Heteropterenfauna im Naturschutzgebiet Bissendorfer Moor bei Hannover (Insecta, Heteroptera). - Drosera '81 (2), 37-46.
- MELBER, A., & PRÜTER, J. (1997): Zu den Auswirkungen eines kontrollierten Winterfeuers auf die Wirbellosenfauna einer Calluna-Sandheide - erste Ergebnisse. - NNA Berichte 5, 115-118.
- MELBER, A., & SCHMIDT, L. (2002): Der Einfluss von kon-

- trolliertem Brennen in *Calluna*-Heiden auf die Wirbellosenfauna. - BTU Cottbus, Aktuelle Reihe 8/2002, 45-53.
- MELBER, A., PRÜTER, J., ASSING, V., & SPRICK, P. (1996): Erste Ergebnisse der Erfassung ausgewählter Wirbellosen-Gruppen in einer kleinen Vegetationsinsel auf den Panzerübungsflächen des NSG Lündeburger Heide (Heteroptera; Homoptera, Auchenorrhyncha; Coleoptera, Carabidae, Staphylinidae, Curculionidae). - NNA-Berichte 9, 93-102.
- MESSNER, B., GROTH, I., & TASCHENBERGER, D. (1982): Weitere Funde für die Grundwanze *Aphelocheirus aestivalis* in Mecklenburg. - Entomol. Nachr. u. Berichte 26 (3), 119-120.
- MORKEL, C. (2001a): Raum-zeitliche Variation der Wanzenassoziationen (Insecta: Heteroptera) eines Biotoptkomplexes im Vogelsberg (Hessen). - Dissertation Universität Gießen (2000), Cuvillier Verlag, I-VIII, 1-279.
- MORKEL, C. (2001b): Zur Wanzenfauna (Insecta: Heteroptera) des Kellerwaldes am Edersee (Hessen). - Philippia 10 (1), 65-78.
- MORKEL, C. (2002): Die Wanzenfauna (Insecta: Heteroptera) extensiv schafbeweideter Grünlandparzellen bei Stornfels im Vogelsberg (Hessen). - Philippia 10/2, 101-118.
- MORKEL, C. (2006): Wanzen (Insecta: Heteroptera) vom Halberg bei Neumorschen (Nordhessen, Fulda). - Philippia 12/3, 225-232.
- MORRIS, M. G. (1975): Preliminary observations on the effect of burning on the Hemiptera (Heteroptera and Auchenorrhyncha) of limestone grassland. - Biological Conservation 7, 311-319.
- MORRIS, M. G. (1990a): The Hemiptera of two sown calcareous grasslands I. Colonization and early succession. - J. Appl. Ecol. 27, 367-378.
- MORRIS, M. G. (1990b): The Hemiptera of two sown calcareous grasslands. II. Differences between treatments. - J. Appl. Ecol. 27, 379-393.
- MORRIS, M. G., & PLANT, R. (1983): Responses of grassland invertebrates to management by cutting. V. Changes in Hemiptera following cessation of management. - J. Appl. Ecol. 20, 157-177.
- MOULET, P. (1995): Hémiptères Coreoidea, Pyrrhocoridae, et Stenocephalidae euro-méditerranéens. - Faune de France 81, 1-336.
- MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. - UTB. Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden, 3. Auflage, 1-512.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (2000): Schützt die FFH-Richtlinie die „richtigen“ Arten? Kriterien für eine Novellierung. - Schriftenr. Landschaftspflege Naturschutz 68, 43-55.
- MUNK, C. (1986): Beitrag zur Heteropterenfauna von Hecken, Rainen und landwirtschaftlich genutzten Flächen bei Moers (Niederrhein). - Decheniana 139, 241-253.
- NIEDERER, W. (1998a): Artenzusammensetzung und Verteilung der Wanzen im Naturschutzgebiet Rheindelta (Vorarlberg, Österreich). - Ber. nat.-med. Verein Innsbruck 85, 231-255.
- NIEDERER, W. (1998b): Landschaftsnutzung und Wanzenvielfalt im Rheindelta (Vorarlberg). - Vorarlberger Naturschau 4, 147-168.
- NIEDERER, W. (2003): Wanzen (Insecta: Heteroptera) im Frastanzer Ried und den Illauen (Vorarlberg, Österreich). - Vorarlberger Naturschau 13, 225-238.
- NIEDRINGHAUS, R., & BRÖRING, U. (1986): Wanzen und Zikaden (Hemipteroidea - Heteroptera, Auchenorrhyncha) terrestrischer Habitate der ostfriesischen Insel Norderney. - Drosera 86, 21-40.
- NIEDRINGHAUS, R., & BRÖRING, U. (1992): Artenwechsel auf einer Düneninsel im Zeitraum von 50 Jahren am Beispiel zweier Insektengruppen (Heteroptera et Auchenorrhyncha). - Verh. Ges. Ökol. 21, 421-425.
- NIEDRINGHAUS, R., BRÖRING, U., FINCH, O.-D., & GRÜNERT, U. (1997): Die Limnofauna (Mollusken, Libellen, Köcherfliegen, Wasserkäfer, Wasserwanzen) eines durch Ausbau und Agrarnutzung stark gestörten Gewässersystems in Nordwestdeutschland. - Abh. Westf. Mus. Naturk. 59, 209-236.
- NIESER, N. (1978): Heteroptera. - In: ILLIS, J. (Hrsg.): Limnofauna Europaea, Fischer Verlag, 2. Aufl., 1-532.
- NOVAK, H., & ACHTZIGER, R. (1995): Influence of Heteropteran predators on larval populations of hawthorn psyllids. - J. Appl. Ent. 119, 479-486.
- OBERMANN, H.-W. (2000): Die Trockenmauer - der verborgene Biotop. Besiedlung des Ökosystems durch ausgewählte Tiergruppen, dargestellt am Beispiel zweier Weinbergslagen der Mosel. - Pollichia, Bad Dürkheim, 1-171 + Anhang.
- OBRIEST, M. K., & DUELLI, P. (1998): Wanzen und Pflanzen. Auf der Suche nach den besten Korrelaten zur Biodiversität. - Informationsblatt des Forschungsbereiches Landschaftsökologie 37, 1-6.
- OST, G. (1979): Auswirkungen der Mahd auf die Artenmanigfaltigkeit (Diversität) eines Seggenriedes am Federsee. - Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 49/50, 407-439.
- OTTO, A. (1996): Die Wanzenfauna montaner Magerwiesen und Grünbrachen im Kanton Tessin (Insecta: Heteroptera). - Diss ETH, Nr. 11457, 1-155 + Anhang.
- OTTO, A., DORN, S., ZETTEL, J., & BENZ, G. (1995): Wiesenutzung beeinflusst Wanzenvielfalt. - Agrarforschung 2 (5), 189-192.
- PACHINGER, B. (2002): Faunistisch-ökologische Untersuchungen an Wildbienen (Apidae) und Wanzen (Heteroptera) als Beitrag zur Entwicklung von Managementanleitungen für die Anlage und Pflege von Ackerbrachen. - Dissertation Univ. f. Bodenkultur Wien, 1-121 + Anhang.
- PAULUS, M. (2002): Zur Landwanzenfauna der ostfriesischen Insel Borkum. - Drosera 2002, 91-108.
- PENTH, M. (1952): Zur Ökologie der Heteropteren des Mainzer Sandes. - Zool. Jb. Syst. Ökol. Tiere 81, 91-121.
- PÉRICART, J. (1972): Hémiptères Anthocoridae, Cimicidae et Microphysidae de l' Ouest-paléarctique. - Faune de l' Europe et du Bassin méditerranéen 7, 1-402.
- PÉRICART, J. (1983): Hémiptères Tingidae euro-méditerranéens. - Faune de France 69, 1-620.
- PÉRICART, J. (1984): Hémiptères Berytidae euro-méditerranéens. - Faune de France 70, 1-172.
- PÉRICART, J. (1987): Hémiptères Nabidae d'Europe occidentale et du Maghreb. - Faune de France 71, 1-185.

- PÉRICART, J. (1990): Hémiptères Saldidae et Leptopodidae d'Europe occidentale et du Maghreb. - Faune de France 77, 1-238.
- PÉRICART, J. (1999a-c): Hémiptères Lygaeidae euro-méditerranéens. - Faune de France 84A, 1-468, 84B, 1-453, 84C, 1-487.
- PERNER, J., VOIGT, W., BÄHRMANN, R., HEINRICH, W., MARSTALLER, R., FABIAN, B., GREGOR, K., LICHTER, D., SANDER, F. W., & JONES, T.H. (2003): Responses of arthropods to plant diversity: changes after pollution cessation. - ECOGRAPHY 26 (6), 788-800.
- PLACHTER, H. (1994): Zum Stellenwert der Entomologie im Naturschutz. - Insecta 3, 5-18.
- PLACHTER, H., BERNOTAT, D., MUSSNER, R., & RIECKEN, U. (2002): Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 70, 566 S + Anhänge.
- PONSARD, S., GUTIERREZ, A.P., & MILLS, N. J. (2002): Effect of Bt-toxin (Cry1Ac) in transgenic cotton on the adult longevity of four heteropteran predators. - Environ. Entomol. 31, 1197-1205.
- RABITSCH, W. (2002a): Die Wanzenfauna (Heteroptera) der Sandberge bei Oberweiden im Marchfeld (Niederösterreich). - Beiträge zur Entomofaunistik 3, 141-174.
- RABITSCH, W. (2002b): Wanzenfauna pannonischer Sanddünenlebensräume. - In: WIESBAUER, H. (Hrsg.): Naturkundliche Bedeutung und Schutz ausgewählter Sandlebensräume in Niederösterreich. Amt der NÖ Landesregierung, Abt. Naturschutz, St. Pölten, 91-106.
- RABITSCH, W. (2004): Wanzen (Insecta, Heteroptera) im Botanischen Garten der Universität Wien. - In: PERNSTICH, A., & KRENN, H.W. (Hrsg.): Die Tierwelt des Botanischen Gartens der Universität Wien. Eigenverlag Inst. f. Angew. Biol. u. Umweltbildung, Wien, 83-108.
- RABITSCH, W. (2005a): Die Wanzenfauna der Heißländer im Nationalpark Donau-Auen (Arteninventar, Management, Monitoring). - Unveröff. Endbericht, 28 S.
- RABITSCH, W. (2005b): Heteroptera (Insecta). - In: SCHUSTER, R. (Hrsg.): Checklisten der Fauna Österreichs, No. 2, 1-64.
- RABITSCH, W. (2005c): Spezialpraktikum Aquatische und Semiaquatische Heteroptera. Version 1.1. http://homepage.univie.ac.at/wolfgang.rabitsch/Bestimmungsschlüssel_comb.pdf (25.06.2007)
- RABITSCH, W. (2006a): Terrestrische Wanzen. - In: OBERLEITNER, I., WOLFRAM, G., & ACHATZ-BLAB, A. (Red.): Salzlebensräume in Österreich. Umweltbundesamt, Wien, 135-139.
- RABITSCH, W. (2006b): Geschichte und Bibliographie der Wanzenkunde in Österreich. - In: RABITSCH, W. (Hrsg.): Hug the bug - For love of true bugs. Festschrift zum 70. Geburtstag von Ernst Heiss. Denisia, 19, 41-94.
- RABITSCH, W. (2007a): Rote Liste ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs - Wanzen (Heteroptera), 1. Fassung 2005. - Niederösterreichische Landesregierung, Abteilung Naturschutz (Hrsg.), St. Pölten, 1-279.
- RABITSCH, W. (2007b): Notizen zur Wanzenfauna im Nationalpark Neusiedlersee - Seewinkel und Anmerkungen zu deren Eignung als Indikator von Pflegemaßnahmen. - Abh. zool.-bot. Ges. Österr., im Druck.
- RABITSCH, W., & HEISS, E. (2005): *Leptoglossus occidentalis* HEIDEMANN, 1910, eine amerikanische Adventivart auch in Österreich aufgefunden (Heteroptera: Coreidae). - Ber. nat.-med. Verein Innsbruck 92, 131-135.
- RABITSCH, W., ORTEL, J., & WAITZBAUER, W. (1998): Beitrag zur Wanzenfauna (Insecta: Heteroptera) von Xerothermstandorten im östlichen Niederösterreich. 2. Eichkogel bei Mödling. - Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich 135, 185-204.
- RABITSCH, W., & WAITZBAUER, W. (1996): Beitrag zur Wanzenfauna (Insecta: Heteroptera) von Xerothermstandorten im östlichen Niederösterreich. 1. Die Hundsheimer Berge. - Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich 133, 251-276.
- RAUS, P. (1990): Die Wanzen (Heteroptera) der Ruderalvegetation der Stadt Brno (Tschechoslowakei). - Acta Mus. Moraviae, Sci. nat. 76, 225-239.
- RECK, H. (1990): Zur Auswahl von Tiergruppen als Biodeskriptoren für den tierökologischen Fachbeitrag zu Eingriffsplanungen. - Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 32, 99-119.
- REIF, A., & ACHTZIGER, R. (2001): Landschaftspflege in verschiedenen Lebensräumen: XIII-7.2 Gebüsche, Hecken, Waldmäntel, Feldgehölze. - In: BÖCKER, R., U. HAMPICKE & KONOLD, W. (Hrsg.): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege, 6. Erg. Lfg. 10/01. - ecomed-Verlag, Landsberg, 1-20.
- REMANE, R. (1958): Die Besiedlung von Grünlandflächen verschiedener Herkunft durch Wanzen und Zikaden im Weser-Ems-Gebiet. - Z. angew. Ent. 42, 353-400.
- REMANE, R., & REIMER, H. (1989): Im NSG „Rotes Moor“ durch Wanzen (Heteroptera) und Zikaden (Homoptera, Auchenorrhyncha) genutzte und ungenutzte „ökologische Lizenzen“ im Vergleich zu anderen Mooren und der übrigen Rhön. - Telma 2, 149-172.
- RIECKEN, U. (1992): Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen. Grundlagen und Anwendung. - Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz 36, 1-187.
- RIECKEN, U. (1997): Arthropoden als Bioindikatoren in der naturschutzrelevanten Planung. Anwendung und Perspektiven. - Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent. 11, 45-56.
- RIECKEN, U., & BLAB, J. (1989): Biotope der Tiere in Mitteleuropa. - Naturschutz aktuell, 7, 1-123.
- RIECKEN, U., FINCK, P., RATHS, U., SCHRÖDER, E., & SYMANK, A. (2006): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Zweite fortgeschriebene Fassung 2006. - Naturschutz und Biologische Vielfalt 34, 1-318.
- RIEGER, C. (1979): Vorschlag für eine Rote Liste der Wanzen in Baden-Württemberg (Heteroptera). - Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 49/50, 259-269.
- RIEGER, C. (1986): Vorschlag für eine Rote Liste der Wanzen

- in Baden-Württemberg (Heteroptera). - Arbeitsblatt für Naturschutz (Rote Listen der gefährdeten Tiere und Pflanzen in Baden-Württemberg) 5, 56-59.
- RIEGER, C. (1989): Die Wanzen der Schopflocher Halbinsel unter besonderer Berücksichtigung des „NSG Schopflocher Moor“ auf der Schwäbischen Alb (Insecta: Heteroptera). - Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 64/65, 385-408.
- RIEGER, C. (2000): Wanzen (Insecta, Heteroptera) aus der Trockenaue am südbadischen Oberrhein (Deutschland, Baden-Württemberg). - In: Landesanstalt für Umweltschutz (Hrsg.): Vom Wildstrom zur Trockenaue. Verlag Regionalkultur, 243-256.
- RIEGER, C., GÜNTHER, H., & BURGHARDT, G. (1989): Die Wanzenfauna des Naturschutzgebietes „Griesheimer Düne“ bei Darmstadt (Insecta: Heteroptera). - Hess. Faun. Briefe 9 (3), 38-53.
- RIEGER, C., & RABITSCH, W. (2006): Taxonomy and distribution of *Psallus betuleti* (Fallén) and *P. montanus* Jovisov stat. nov. (Heteroptera, Miridae). - Tijdschrift voor Entomologie 149, 161-166.
- ROTH, S. (1997): Zur Zoozönose und deren räumlichen Heterogenität in Saumbiotopen: das Beispiel der Nabidae (Heteroptera, Insecta). - Verh. Ges. Ökol. 27, 405-410.
- ROTH, S. (1998): Zur räumlichen und zeitlichen Habitatnutzung von Nabidenarten (Nabidae, Heteroptera) in Rasenökosystemen unter besonderer Berücksichtigung von *Nabis brevis* und *Nabis rugosus*. - Dissertation Universität Jena, Cuvillier Verlag, 1-125 + Anhang.
- SAVAGE, A. A. (1989): Adults of the British aquatic Hemiptera-Heteroptera. - Freshw. Biol. Assoc. sc. publ. 50, 1-173.
- SCHAEFER, C. W., & PANIZZI, A. R. (2000): Heteroptera of economic importance. - CRC Press, Boca Raton, 828 pp.
- SCHÄFER, P. (1993): Die Wanzenfauna (Insecta: Heteroptera) extensivierter Grünlandflächen eines westmünsterländers Naturschutzgebietes in Abhängigkeit von der Nutzung. - Verh. Westd. Entom. Tag, 1991, 163-170.
- SCHÄFER, P., HOLTMEIER, F.-K., & GLANDT, D. (1995): Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im Grünland auf Laufkäfer (Carabidae) und Wanzen (Heteroptera) am Beispiel des Naturschutzgebietes „Fürstenkuhle“ (Kreis Borken/Nordrhein-Westfalen). - Meteler Schriftenreihe für Naturschutz 5, 23-50.
- SCHMIDT, L., & MELBER, A. (2004): Einfluss des Heidemanagements auf die Wirbellosenfauna in Sand- und Moorheiden Nordwestdeutschlands. - NNA-Berichte 2/2004, 145-164.
- SCHUSTER, G. (1992): Die Wasserwanzen (Heteroptera: Nepomorpha, Gerromorpha) des Ingstetter Weiher im Landkreis Neu-Ulm. - Lauterbornia 12, 103-111.
- SCHUSTER, G. (1995): Die Wanzenfauna des Naturschutzgebietes „Hundsmoor“ bei Westerheim im Allgäu (Insecta: Heteroptera). - Ber. Naturf. Ges. Augsburg 55, 3-25.
- SIMON, H. (1992): Vergleichende Untersuchungen zur Wanzenfauna (Heteroptera) von Streuobstwiesen im Nordpfälzer Bergland. - Beitr. Landespflege Rheinland-Pfalz 15, 189-276.
- SIMON, H. (2003): Erste Nachweise der Netzwanze *Derephysia sinuatoecollis* Puton, 1879 (Heteroptera, Tingidae) in Deutschland. - Fauna Flora Rheinland-Pfalz 10(1), 285-288.
- SIMON, H. (2007): Wanzen (Insecta: Heteroptera) der subrezentenen Aue bei Guntersblum. - Mainzer naturwiss. Archiv / Beiheft 30, 88-93.
- SIMON, H. et al. (in Vorb.): Rote Liste der Wanzen (Heteroptera) Deutschlands.
- SIOLI, E. (1996): Die Phytophagenfauna der Krautschicht (Cicadina, Heteroptera und Symphyta) verschiedener Waldtypen Schleswig-Holsteins. - Faunistisch-Ökologische Mitteilungen, Suppl. 21, 1-93.
- SOUTHWOOD, T. R. E. (1956): A key to determine the instar of an heteropterous larva. - The Entomologist 89, 220-222.
- SOUTHWOOD, T. R. E., & LESTON, D. (1959): Land and water bugs of the British Isles, London, 436 S.
- STECHMANN, D.-H., BAUER, G., DREYER, W., HEUSINGER, G., & ZWÖLFER, H. (1981): Die Erfassung der Entomofauna von Heckenpflanzen (Wildrose, Schlehe, Weißdorn) mit Hilfe der Klopfprobenmethode. - Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent. 3, 12-16.
- STEHLIK, J. L. (1984): Results of the investigations on Hemiptera in Moravia made by the Moravian Museum (Pentatomoidea III). - Acta Mus. Moraviae, Sci. nat. 69, 163-185.
- ŠTEPANOVĚOVÁ, O. (1973): Gesellschaften der Heteropteren im Eichen-Hainbuchenwald in Báb. - Acta Fac. rer. nat. Univ. Comm. Zool., 18, 59-80.
- ŠTEPANOVĚOVÁ, O., & BARANCOVÁ, I. (1993): Heteroptera-Pentatomomorpha taxocoenoses of blown sands plant communities of the lowlands of Záhorie. - Entomol. Probl. 24(2), 57-68.
- ŠTEPANOVĚOVÁ, O., & DEGMA, P. (1999): Effect of some environmental factors on structure of bug taxocoenoses (Heteroptera) in floodplain forest epigaeon of the Danube region. - Acta Soc. Zool. Bohem. 63, 225-236.
- STEWART, A. J. A. (2002): Techniques for sampling Auchenorrhyncha in grasslands. - Denisia, 4, 491-512.
- STICHEL, W. (1957-1962): Illustrierte Bestimmungstabellen der Wanzen. II. Europa. (Hemiptera Heteroptera Europae), 4 Bände, (1957), 1-96, (1958), 97-224, (1959), 225-384, (1960), 385-544, (1961), 545-768, (1962), 769-838.
- STICKROTH, H., SCHMITT, G., ACHTZIGER, R., NIGMANN, U., RICHERT, E., & HEILMEIER, H. (2003): Konzept für ein naturschutzorientiertes Tierartenmonitoring - am Beispiel der Vogelfauna. - Angewandte Landschaftsökologie 50, 1-398.
- STÖCKLI, E., & DUELLI, P. (1989): Habitatbindung und Ausbreitung von flugfähigen Wanzenarten in naturnahen Biotopen und Kulturlandflächen. - Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent. 7, 221-224.
- THARSEN, J. (1987): Ökofaunistische Untersuchungen über Zikaden und Wanzen (Homoptera, Auchenorrhyncha, Heteroptera) der Vier- und Marschlande. - Diplomarbeit, Universität Hamburg, 1-148.
- ULLRICH, K. (1999): Buntbrachen im Klettgau: Vegetation

- und Wanzenfauna (Heteroptera). - Mitt. naturf. Ges. Schaffhausen 44, 127-137.
- ULLRICH, K. S. (2001): The influence of wildflower strips on plant and insect (Heteroptera) diversity in an arable landscape. - Diss. ETH, No. 14104, 1-111.
- VOELLMY, H., & SAUTER, W. (1983): Ökologische Untersuchungen im Unterengadin. Wanzen (Heteroptera). - Ergebnisse der wiss. Untersuchungen im Schweiz. Nationalpark 12 (9): 69-100.
- VOIGT, K. (1994): Die Wanzen der Sandhausener Dünengebiete. - Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 80, 153-185.
- VOIGT, W. (1985): Über den Einfluss von Luftverunreinigungen auf Ökosysteme. VIII: Die Wanzenfauna (Hemiptera, Heteroptera) im Immissionsgebiet eines Düngemittelwerkes. - Wiss. Zt. F.-S. Univ. Jena M-N 34 (4), 503-516.
- WACHMANN, E., MELBER, A., & DECKERT, J. (2004): Wanzen 2. - Tierwelt Deutschlands, Band 75, Goecke & Evers, 1-294.
- WACHMANN, E., MELBER, A., & DECKERT, J. (2006): Wanzen 1. - Tierwelt Deutschlands, Band 77, Goecke & Evers, 1-263.
- WACHMANN, E., MELBER, A., & DECKERT, J. (2007): Wanzen 3. - Tierwelt Deutschlands, Band 78, Goecke & Evers, 1-272.
- WAGNER, C. (1999): Bewertung renaturierter Hochmoorstandorte durch Wanzen. - Diplomarbeit Technische Universität München, 1-201.
- WAGNER, E. (1952) Blindwanzen oder Miriden. - Die Tierwelt Deutschlands, 41., Gustav Fischer, Jena, 1-218.
- WAGNER, E. (1961): Heteroptera - Hemiptera. - In: BROHMER, P., EHRMANN, P & ULMER, G. (Hrsg): Die Tierwelt Mitteleuropas. Leipzig, 1-173.
- WAGNER, E. (1966) Wanzen oder Heteropteren. I. Pentatomorpha. - Die Tierwelt Deutschlands, 54. Teil, Gustav Fischer, Jena, 1-235.
- WAGNER, E. (1967): Wanzen oder Heteropteren. II. Cimicomorpha. - Die Tierwelt Deutschlands, 55. Teil, Gustav Fischer, Jena, 1-179.
- WAGNER, E., & WEBER, H. H. (1964): Hétéroptères Miridae. - Faune de France 67, 1-589.
- WEGENER, C., & ROTH, S. (1999): Die Wanzen des Naturschutzgebietes „Großer Gleisberg“ im Mittleren Saalethal (Insecta: Heteroptera). - Thüringer Faunistische Abhandlungen, VI, 117-126.
- WEIGELHOFER, G., WEISSMAIR, W., & WARINGER, J. (1992): Night migration activity and the influence of meteorological parameters on light-trapping for aquatic Heteroptera. - Zool. Anz. 229, 209-218.
- WERNER, D. J. (1994): Heteropteren an ruderalen Pflanzenarten der Gattung *Senecio*. - Verh. Westd. Entom. Tag 1993, 237-244.
- WERNER, D. J. (2004): Verbreitung, Wirtspflanzenwechsel und Naturschutzaspekte bei Wanzen (Heteroptera) an Zypressengewächsen (Cupressaceae) in Deutschland. - HETEROPTERON, Heft 19, 8.
- WERNER, D. J. (2006): *Leptoglossus occidentalis* nun auch in Deutschland. - HETEROPTERON, Heft 23, 38.
- WIPRÄCHTIGER, P. (1999): Die Wasserwanzen in der Wauwiler Ebene. - Mitt. Naturforsch. Ges. Luzern 36, 125-133.
- WITSCHI, F., & ZETTEL, J. (2002): Auensukzession und Zonation im Rottensand (Pfynwald, Kt. VS) : V. Wiederbesiedlung einer Überschwemmungsfläche durch Wanzen (Heteroptera). - Mitt. Schweiz. Entomol. Ges. 75 (1/2), 65-86.
- WOLLMANN, K. (2000): Corixidae (Hemiptera, Heteroptera) in acidic mining lakes with pH <3 in Lusatia, Germany. - Hydrobiologia 433, 181-183.
- WYNIGER, D., & BURGHARDT, D. (2003): Die Landwanzenfauna (Hemiptera, Heteroptera) von Basel (Schweiz) und Umgebung. - Mitt. Schweiz. Ent. Ges. 76, 1-136.
- WYNIGER, D., & DUELLI, P. (2000): Die Entwicklung der Wanzenfauna (Heteroptera) nach einem experimentellen Waldbrand im Tessiner Kastanienwald. - Mitt. Ges. allg. ang. Ent. 12, 425-428.
- ZELTNER, U. (1989): Einfluss unterschiedlicher Pflegeintensitäten von Grünland auf die Arthropoden-Fauna im urbanen Bereich. - Faun.-ökol. Mitt. Suppl. 8, 1-68.
- ZIMMERMANN, G. (1983): Aquatische und semiaquatische Heteroptera des Roten Moores (Rhynchota, Hemiptera). - In: NENTWIG, W., & DROSTE, M. (Hrsg.): Die Fauna des Roten Moores in der Rhön, 56-60.
- ZIMMERMANN, G. (1996): Rote Liste der Wasserwanzen Hessens. Zur Verbreitung und Gefährdung der aquatischen und semiaquatischen Heteropteren Hessens (Nepomorpha und Gerromorpha). - Magnatur 1 (2), 72-77.
- ZIMMERMANN, G., & MORKEL, C. (2001): Wanzen (Heteroptera). - In: Hessische Vereinigung für Naturschutz und Landschaftspflege (HVNL): AK Grundlagen. Aufstellung der planungsrelevanten Tier- und Pflanzengruppen und ihre Eignung für die Bewertung unterschiedlicher Biotoptypen. - Internet-Skript unter: www.naturschutzplanung.de/html/tiere/311wanzen.htm.
- ZULKA, K. P., EDER, E., HÖTTINGER, H., & WEIGAND, E. (2001): Grundlagen zur Fortschreibung der Roten Listen gefährdeter Tiere Österreichs. - Umweltbundesamt Monographien M-135, Umweltbundesamt, Wien, 85 S.
- ZULKA, K. P., EDER, E., HÖTTINGER, H., & WEIGAND, E. (2005): Einstufungskonzept. - In: Zulka, K.P. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 1: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter. - Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 14/1, 11-44.
- ZURBRÜGG, C., & FRANK, T. (2006): Factors influencing bug diversity (Insecta: Heteroptera) in semi-natural habitats. - Biodiversity and Conservation 15, 275-294.
- ZWAHLEN, C., NENTWIG, W., BIGLER, F., & HILBECK, A. (2000): Tritrophic interactions of transgenic *Bacillus thuringiensis* corn, *Anaphothrips obscurus* (Thysanoptera : Thripidae), and the predator *Orius majusculus* (Heteroptera: Anthocoridae). - Environmental Entomology 29, 846-850.
- ZWÖLFER, H. (1984): Ökologische Übersicht über die Wanzenfauna in Hecken. - In: ZWÖLFER, H., BAUER, H., HEUSINGER, G., & STECHMANN, D. (1984): Die tierökologische Bedeutung und Bewertung von Hecken.

- Berichte Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Beiheft 3/2, 88-92.

ZWÖLFER, H., BAUER, G., HEUSINGER, G., & STECHMANN, D.

(1984): Die tierökologische Bedeutung und Bewertung von Hecken. - Berichte Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Beiheft 3/2, 1-155.

Anschriften der Verfasser:

Dr. ROLAND ACHTZIGER, TU Bergakademie Freiberg, Institut für Biowissenschaften und Interdisziplinäres Ökologisches Zentrum, AG Biologie/Ökologie, Leipziger Straße 29, D-09599 Freiberg
E-Mail: roland.achtziger@ioez.tu-freiberg.de

THOMAS FRIESS, ÖKOTEAM – Institut für Faunistik und Tierökologie, Bergmannsgasse 22,
A-8010 Graz,

E-Mail: friess@oekoteam.at

Dr. WOLFGANG RABITSCH, Umweltbundesamt, Abt. Naturschutz, Spittelauer Lände 5,
A-1090 Wien,

E-Mail: wolfgang.rabitsch@umweltbundesamt.at

und Department für Evolutionsbiologie, Fakultät für Lebenswissenschaften der Universität Wien,
Althanstrasse 14, A-1090 Wien

E-Mail: wolfgang.rabitsch@univie.ac.at

SUSANNE DOBLER, Hamburg

Anpassungen an Pflanzensekundärstoffe in der Evolution von Blattkäfern (Coleoptera, Chrysomelidae)

1. Fragestellung

Biologische Systeme verblüffen Fachleute und Laien durch die ausgeklügelten gegenseitigen Anpassungen, die miteinander interagierende Arten in der Regel aufweisen. Eines der intensiv untersuchten Beispiele für solche wechselseitigen Anpassungen ist das Zusammenspiel zwischen spezialisierten pflanzenfressenden Insekten und ihren Wirtspflanzen. Die meisten dieser Insektenarten sind spezialisiert auf einige wenige Wirtspflanzen und verfügen in der Regel über spezifische Anpassungen, die es ihnen erlauben, diese Pflanzen optimal zu nutzen (STRONG et al. 1984, BERNAYS & CHAPMAN 1994). Solche Anpassungen reichen von spezifischen Festhalte- und Verankerungsmechanismen über spezielle Fraßtechniken bis hin zur völligen Manipulation der Pflanze durch gallenbildende Insekten. Der sicher effizienteste Schutz, den Pflanzen gegen Insektenfraß entwickelt haben, ist die chemische Abwehr durch eine Vielzahl toxischer und abschreckender Substanzen (z. B. ROSENTHAL & BEERENBAUM 1992). Dabei fällt auf, dass toxische oder abschreckende Pflanzeninhaltsstoffe praktisch niemals eine unüberwindliche Hürde für phytophage Insekten darstellen, sondern dass jeder noch so giftige Pflanzenstoff von irgendwelchen Insekten entgiftet werden kann (BRATTSTEN 1992, CAPRIO & TABASHNIK 1992). In vielen Fällen profitieren die Insekten letztlich

sogar vom Vorhandensein giftiger Stoffe in ihren Wirtspflanzen, indem sie sie zur Abschreckung ihrer eigenen Fressfeinde weiter verwenden. Vor allem von vielen Schmetterlingen und Nachtfaltern mit Wartracht, wie z. B. dem nordamerikanischen Monarchfalter (*Danaus* sp.) oder dem Jakobskrautbär (*Tyria jacobaeae*), ist eine solche Sequestration von Pflanzenstoffen zur Feindabwehr bekannt, sie kommt aber auch bei Heuschrecken, Wanzen, Blattläusen, Blattwespen und Käfern vor (zusammengefasst in BOWERS 1992, ROWELL-RAHIER & PASTEELS 1992, NISHIDA 1995). Obwohl viele derartige Beispiele dokumentiert wurden, bleibt die genaue Abfolge der Anpassungen im Laufe der Evolution dieser Arten in den meisten Fällen ein Rätsel (DOBLER 2001). In diesem Beitrag möchte ich das Beispiel der Blattkäfergattung *Chrysochus* CHEVROLAT 1837¹ (Coleoptera, Chrysomelidae, Eumolpinae) schildern, für die wir die meisten der entscheidenden evolutionären Schritte klären konnten, die es den Käfern erlauben, äußerst giftige Pflanzenstoffe zu tolerieren und für ihre eigene Verteidigung weiterzuverwenden.

2. Verbreitung und Futterwahl von *Chrysochus*-Arten

Die zehn beschriebenen Arten der Gattung *Chrysochus* (LOPATIN 1984) kommen allesamt in der Holarktis vor, zwei davon, *C. auratus* und

¹ In der neueren deutschen Bestimmungsliteratur (z. B. in Die Käfer Mitteleuropas, Bd. 14, G. A. LOHSE & W. LUCHT (ed.), Goecke & Evers, Krefeld, 1994) wird die Gattung statt als *Chrysochus* CHEVROLAT, 1837, mit *Eumolpus* ILLIGER, 1798 angesprochen. Diese Umbenennung ergibt jedoch weiter reichende Komplikationen für die südamerikanische Gattung *Eumolpus* WEBER, 1801, die in diesem Artikel ebenfalls angesprochen wird. Um hier Verwechslungen zu vermeiden, behalte ich bis zur Klärung der Synonymie die frühere Gattungsbezeichnung bei.

C. cobaltinus, in Nordamerika, alle übrigen in Eurasien. Der einzige europäische Vertreter, *C. asclepiadeus*, wird für Deutschland nach der Roten Liste als stark gefährdet eingestuft. Sein Vorkommen ist bei uns natürlicherweise auf wenige heiße und trockene Standorte im Süden beschränkt, z. B. Südbaden und Unterfranken, wo auch seine Futterpflanze, die Schwalbenwurz, *Vincetoxicum hirundinaria*, zu finden ist. Insgesamt reicht das Verbreitungsgebiet dieser Art von Südeuropa bis nach Westsibirien. Sieben weitere Arten wurden für Mittel- und Ostasien beschrieben, von denen *C. chinensis* die weiteste Verbreitung zeigt und von Japan bis in die Mongolei gefunden werden kann. Alle *Chrysochus*-Arten wie auch der Großteil der Arten in den nächst verwandten Gattungen *Chrysochares* MORAWITZ 1861 und *Platycorynus* CHEVROLAT 1837 nutzen Pflanzen aus den Familien Asclepiadaceae und Apocynaceae als Wirte. Beide Pflanzenfamilien sind eng verwandt und werden nach neueren Befunden unter der alleinigen Familie Apocynaceae zusammengefasst (SENBLAD & BREMER 1996, ENDRESS & BRUYNS 2000). Sowohl innerhalb der Apocynaceen im engeren Sinn als auch innerhalb der Apocynaceae-Asclepiadoideae gibt es Arten, die Latexkanäle besitzen und in ihrem Milchsaft Cardenolide (herzaktive Steroide) befördern. Diese Pflanzenstoffe sind gut bekannt als hochgiftige Substanzen, z. B. als Wirkstoffe des Fingerhuts, die jedoch in angemessener Dosierung eine therapeutische Wirkung bei Herzschwäche zeigen und zu einer Steigerung der Herzmuskelkontraktion führen (MALCOLM 1991). Andererseits waren Cardenolide die ersten Stoffe, für die nachgewiesen werden konnte, dass Pflanzentoxine von einem Insekt, dem Monarchfalter, *Danaus plexippus*, zur Verteidigung aller Lebensstadien gegen potenzielle Fressfeinde wie z. B. Vögel weiterverwendet werden (zusammengefasst in MALCOLM & BROWER 1989, MALCOLM 1991). Die selben *Asclepias*-Arten, die dem Monarch als Wirte dienen, werden auch von der nordamerikanischen Art *C. cobaltinus* als Futterpflanzen genutzt, wogegen die zweite nordamerikanische Art, *C. auratus*, auf cardenolidhaltige *Apocynum*-Arten spezialisiert ist (DOBLER & FARRELL 1999). Im Gegensatz dazu enthalten die mit Si-

cherheit bekannten Wirtspflanzen der übrigen *Chrysochus*-Arten keine Cardenolide, obwohl sie ebenfalls zu den Apocynaceen gehören.

Um den historischen Verlauf der Wirtsassoziationen zu klären, haben wir einen Stammbaum der Gattung anhand eines DNA-Abschnittes von ca. 1300 Basenpaaren der mitochondrialen Gene für die Cytochrom-Oxidase Untereinheiten I und II und des dazwischen liegenden Gens der tRNA für Leucin erstellt (DOBLER & FARRELL 1999). In die ursprüngliche Studie konnten vier Arten der Gattung *Chrysochus* eingeschlossen werden, der europäische *C. asclepiadeus* aus dem Tessin, wo die Art sehr häufig ist, ein Vertreter von *C. chinensis* aus der Mongolei, und Individuen verschiedener Populationen der nordamerikanischen Arten *C. auratus* und *C. cobaltinus*. Als zusätzlicher Vertreter der Außengruppe diente eine nicht näher identifizierte Art der südamerikanischen Gattung *Eumolpus* WEBER 1801 aus Mexiko. Inzwischen konnte der Stammbaum noch durch ein Individuum der nah verwandten Gattung *Platycorynus*, *P. sauteri* aus Taiwan, erweitert werden. Eine Suche nach größter Sparsamkeit (maximaler Parsimonie) ergab für diesen Datensatz zwei Bäume, die die gleiche minimale Zahl evolutionärer Schritte erfordern (gleich sparsam sind) und die Verwandtschaftsbeziehungen zwischen den Arten mit hoher Bootstrap-Unterstützung² auflösen (Abb. 1). Die nearktischen und paläarktischen *Chrysochus*-Arten werden jeweils als Schwestergruppen aufgelöst, *P. sauteri* steht wie zu erwarten an der Basis der Gattung *Chrysochus* und ist näher zu ihnen verwandt als der Vertreter der südamerikanischen Gattung *Eumolpus*. Offensichtlich fand die Evolution der größeren Verwandtschaftsgruppe, zu der *Chrysochus* und *Platycorynus* gehören, in der Paläarktis statt und lediglich der gemeinsame Vorfahr der beiden nordamerikanischen Arten wanderte in die Nearktis ein. Die Verbreitungsareale der letztgenannten Arten sind aktuell für den größten Teil ihrer Nord-Süd-

² Bootstrapping ist eine statistische Methode, bei der wiederholt Statistiken auf der Grundlage lediglich einer Stichprobe berechnet werden. In diesem Fall dient sie dazu abzuschätzen, wie gut durch die Verzweigungen im Stammbaum vorhandenen Unterschiede unterstützt werden.

Ausdehnung durch die Rocky Mountains getrennt, kommen sie dort zum Teil aber sehr nahe (DOBLER & FARRELL 1999). Lediglich im äußersten Norden ihrer Verbreitungsareale wandert jedoch die östliche Art *C. auratus* in das westliche Gebiet von *C. cobaltinus* ein, und es kommt zu einer lokal sehr beschränkten Hybridzone zwischen den beiden (PETERSON et al. 2001). Insgesamt spricht die Situation für eine allopatrische Aufspaltung der beiden Arten während einer Vereisungsphase der Rocky Mountains.

Wenn man die Wirtsassoziation anhand des DNA-Stammbaums rekonstruiert (Abb. 1), so ergibt sich, dass die Nutzung von Asclepiadoideae die ursprüngliche Wirtsbindung der Käfer darstellt und erst mit der Kolonisierung Nordamerikas ein Wirtswechsel zu *Apocynum* erfolgt ist. Obwohl *Asclepias* und *Apocynum* zu verschiedenen Unterfamilien der Apocynaceae gehören, haben sie gemeinsam, dass sie im Gegensatz zu den Wirtspflanzen der übrigen *Chrysochus*-Arten cardenolidhaltigen Latex besitzen. Die daher wohl dramatischste Änderung in der Wirtspflanzenqualität, die sich für den gemeinsamen Vorfahren von *C. auratus* und *C. cobaltinus* ergeben hat, war die Konfrontation mit die-

sen toxischen und abschreckenden Stoffen in seinen neuen Wirtspflanzen. Im Folgenden möchte ich darstellen, welche Änderungen in der Biologie und Physiologie der nordamerikanischen Arten hieraus resultierten.

3. Chemische Verteidigung von *Chrysochus*

Sowohl bei adulten Blattkäfern als auch bei ihren Larven ist chemische Verteidigung gegen ihre Fressfeinde ein häufiges Phänomen und offensichtlich in der Evolution vielfach unabhängig entstanden (PASTEELS et al. 1988, 1994). Vor allem bei den auffällig gefärbten Arten ist die Färbung in der Regel eine echte Warntracht, die auf die Existenz von abschreckenden Substanzen hinweist. Für Adulte der Unterfamilien Alticinae, Chrysomelinae, Criocerinae und Galeucinae konnte histologisch gezeigt werden, dass sie auf den Elytren und dem Pronotum kutikuläre Drüsen besitzen, die bei Störung Wehrsekrete abgeben (DEROE & PASTEELS 1982). Diese Verteidigungssekrete enthalten überwiegend von den Käfern selbst produzierte Toxine, in einigen Fällen konnte aber auch eine Weiterverwendung von Pflanzentoxinen nachgewiesen werden (PASTEELS et al. 1988, 1994, 2001). In ei-

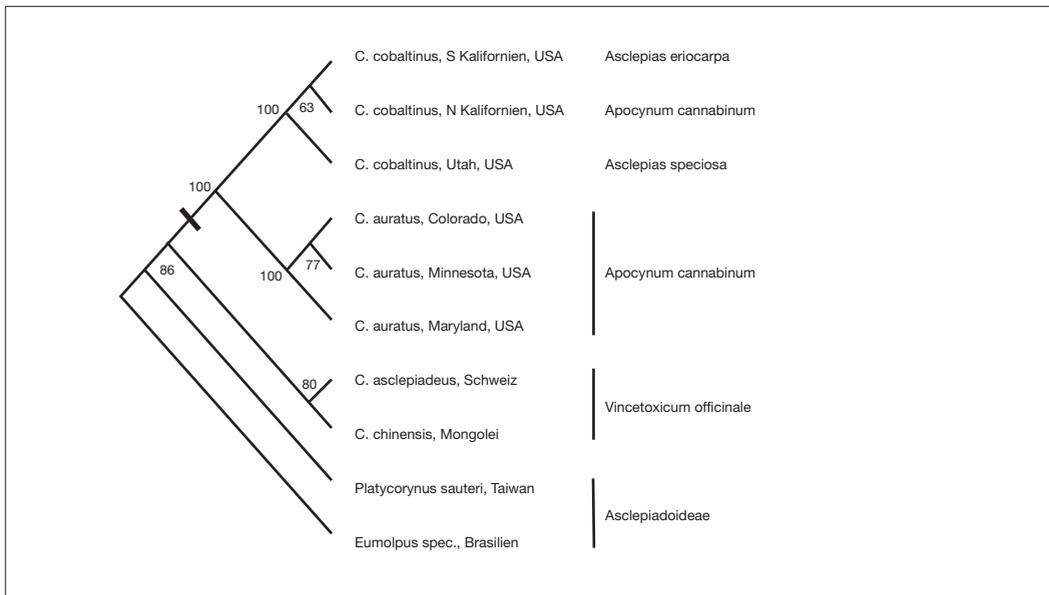


Abb. 1. Stammbaum der Gattung *Chrysochus* und zweier Außengruppenvertreter nach einer maximalen Parsimonieanalyse basierend auf ca. 1500 Basen der mitochondrialen Gene der Cytochromoxidase-Untereinheiten I und II. Den Arten sind ihre Wirtspflanzen gegenübergestellt. Der Balken markiert den Wechsel zu cardenolidhaltigen Wirtspflanzen.

ner ganzen Gruppe, dem Subtribus Chrysoliniina, enthalten die Verteidigungssekrete der Käfer Cardenolide (PASTEELS 1993), die von ihnen selbst produziert werden (VAN OYCKE et al. 1987). Die Eumolpinae, obwohl sie häufig auffällig gefärbt sind, wurden dagegen zunächst nicht unter den Chrysolimeliden eingereiht, die Wehrsekrete produzieren, da bei der untersuchten Art keine Drüsen nachgewiesen werden konnten (DEROE & PASTEELS 1982). Eine genauere Untersuchung von *C. asclepiadeus*, *C. auralis*

und *C. cobaltinus* ergab jedoch, dass zumindest bei adulten *Chrysochus* ebenfalls Wehrdrüsen vorhanden sind und in der gleichen Weise Wehrsekrete produziert werden wie bei den zuvor charakterisierten Chrysolimeliden (Abb. 2). Eine chemische Analyse der Sekrete zeigte, dass sie bei *C. asclepiadeus* drei verschiedene aromatische Aminosäuren enthalten, Leucin, Phenylalanin und Tryptophan, sowie zusätzlich Diacetyl-Putrescin (DOBLER et al. 1998). Obwohl keine dieser Substanzen für sich allein toxisch



Abb. 2. *Chrysochus asclepiadeus* sondert Verteidigungssekrete ab (Foto: J. M. Pasteels).

oder abschreckend wirkt, belegen Fütterungsversuche mit der ansonsten sehr gefräßigen Ameise *Myrmecaria opaciventris* MAYR, 1876 einen effektiven Fraßschutz der lebenden Käfer (J. M. PASTEELS, persönliche Beobachtung). Eine Analyse der Sekrete von *C. auratus* und *C. cobaltinus* zeigte, dass hier ebenfalls geringe Mengen der selben Aminosäuren vorhanden sind, weitaus häufiger sind allerdings aus der Pflanze aufgenommene Cardenolide (DOBLER et al. 1998). Dieser Nachweis der Pflanzenstoffe in den Sekreten der Käfer war eine gewisse Überraschung, da frühere Untersuchungen an ganzen *C. cobaltinus* nur Spuren der Substanzen nachweisen konnten, die für mögliche Verunreinigungen durch den Darminhalt gehalten wurden (ISMAN et al. 1977). Eine spannende Koinzidenz ist zudem, dass hier Cardenolide von den Käfern sequestriert werden, während unabhängig davon viele Arten der Chrysolinina genau diese Stoffe autogen produzieren. Höchstwahrscheinlich hat der gemeinsame Vorfahr von *C. auratus* und *C. cobaltinus* seine Verteidigungsstrategie mit dem Wechsel zu cardenolidhaltigen Wirtspflanzen und der damit einhergehenden Verfügbarkeit dieser stärkeren Gifte geändert. Dieser Wechsel in der Verteidigungsstrategie erforderte allerdings nachweislich eine Reihe zusätzlicher Anpassungen.

4. Evolution der Anpassungen an Cardenolide auf der molekularen Ebene

Die toxische und in richtigen Dosen therapeutische Wirkung von Cardenoliden beruht auf ihrer Fähigkeit, an die Natrium-Kalium-Pumpe zu binden, die quer durch das ganze Tierreich essentiell für die Aufrechterhaltung von Zellmembranpotentialen und die Weiterleitung von Nervenimpulsen ist. Cardenolide blockieren diese Pumpe, indem sie an einer spezifischen und hochkonservierten Stelle an diesen Transmembrancarrier (Transportmoleküle) binden und den weiteren Ionentransport dadurch verhindern (EMERY et al. 1998, SCHEINER-BOBIS 2002). Insekten, die auf cardenolidhaltigen Pflanzen fressen, stehen daher vor der Herausforderung, die toxische Wirkung der Pflanzensekundärstoffe zu umgehen, indem sie entweder ihre Därme impermeabel für diese

Stoffe machen, über effiziente Exkretionsmechanismen verfügen (TORRIE et al. 2004) oder durch molekulare Veränderungen die Natrium-Kalium-Pumpe unempfindlich gegen die Wirkung der Cardenolide machen. Untersuchungen an der amerikanischen Ritterwanzenart *Oncopeltus fasciatus* (MOORE & SCUDDER 1986) und dem Monarchfalter belegen (VAUGHAM & JUNGREIS 1977), dass beide Arten eine Resistenz der letzteren Art entwickelt haben und ihre Natrium-Kalium-Pumpe durch physiologisch relevante Konzentrationen von Cardenoliden nicht gehemmt werden kann. Für den Monarchfalter ließ sich nachweisen, dass der Austausch einer einzigen Aminosäure, von einem sonst konservierten Asparagin zu einem Histidin, in der Bindungsstelle für Cardenolide ausreicht, um die Resistenz zu erreichen (HOLZINGER et al. 1992, HOLZINGER & WINK 1996). Andere Insektenarten auf cardenolidhaltigen Pflanzen zeigen dagegen nicht den gleichen Aminosäureaustausch, sondern erreichen die Toleranz gegenüber Cardenoliden offenbar auf andere Weise (HOLZINGER & WINK 1996, MEBS et al. 2005, DOBLER, MROSCHKOWSKI & AGRAWAL in Vorbereitung). Das könnte einerseits über die oben erwähnten Möglichkeiten geschehen, die Konzentrationen in der Hämolymphe zu regeln, aber auch durch andere Manipulationen der Natrium-Kalium-Pumpe. So gibt es z. B. für Hundenierenzellen den Nachweis, dass eine Aminosäuresubstitution in einer transmembranen Region des Carriers ebenfalls die Bindungskapazität für Cardenolide herabsetzt (CANESSA et al. 1992).

Um zu untersuchen, ob die Cardenolidbindungsstelle bei den Arten *C. auratus* und *C. cobaltinus*, die auf cardenolidhaltigen Pflanzen leben, gegenüber ihren nahen Verwandten auf Pflanzen ohne Cardenolide Veränderungen aufweist, haben wir für diese Arten einen 550 Basenpaare langen Abschnitt des Gens für die α -Untereinheit der Natrium-Kalium-Pumpe inklusive der Bindungsstelle sequenziert (LABEYRIE & DOBLER 2004). Eine Übersetzung in die entsprechende Proteinsequenz für die zwölf Aminosäuren, die die Cardenolidbindungsstelle ausmachen, zeigt, dass die beiden Arten auf cardenolidhaltigen Pflanzen sich in vier Aminosäuren von ihren Verwandten unterscheiden,

die nicht mit diesen Stoffen konfrontiert sind (Tabelle 1). *C. asclepiadeus*, *C. chinensis* und der Außengruppenvertreter *P. sauteri* haben alle die selbe Aminosäuresequenz in dieser Region, die somit als ursprünglich für die Gruppe angesehen werden kann. Auffällig ist, dass diese ursprüngliche Aminosäuresequenz an Position 122 des Proteins ein Asparagin enthält, genau wie bei der *Drosophila* und verschiedensten Vertebraten. Bei *C. auratus* und *C. cobaltinus* dagegen ist das Asparagin an dieser Position ausgetauscht gegen ein Histidin, wie dies auch bei dem Monarchfalter beobachtet wurde. Obwohl wir noch nicht wissen, was der Austausch der übrigen drei Aminosäuren bewirkt, ist eindeutig, dass allein der Ersatz des Asparagins durch ein Histidin ausreicht, um von einer Cardenolid-sensitiven Form der Natrium-Kalium-Pumpe zu einer resistenten zu kommen (HOLZINGER & WINK 1996). *Chrysochus*-Arten haben somit unabhängig den gleichen Mechanismus entwickelt wie der Monarch, um die Toxizität der Cardenolide ihrer Futterpflanzen zu vermeiden.

Um die Cardenolide zusätzlich auch in die Verteidigungsdrüsen transportieren zu können, mussten jedoch weitere Anpassungen dazu kommen. Evidenzen dafür geben Fütterungsex-

perimente mit radioaktiv markiertem Ouabain, einem käuflich erhältlichen Cardenolid, die wir mit *C. asclepiadeus* als nicht-adaptierter und mit *C. cobaltinus* als adaptierter Art durchgeführt haben. Zehn Tage nach der Verfütterung der radioaktiven Substanz wurden die Sekrete der Käfer gesammelt, die Tiere getötet und ein Teil ihrer Hämolymphe abgezapft. Während in *C. cobaltinus* große Mengen von Radioaktivität in der Hämolymphe und den Wehrsekreten der Käfer entdeckt werden konnte, ließen sich bei *C. asclepiadeus* nur Spuren von Radioaktivität in der Hämolymphe nachweisen und keine in den Sekreten. Statt dessen war bei dieser Art der überwiegende Anteil der Radioaktivität mit dem Kot ausgeschieden worden (DOBLER 2004). Diese Ergebnisse legen nahe, dass entweder nur geringe Mengen des radioaktiven Cardenolids in den Körper aufgenommen wurden oder dass die Art über sehr effiziente Exkretionsmechanismen verfügt, ähnlich wie dies in der Zwischenzeit für *Drosophila melanogaster* nachgewiesen wurde (TORRIE et al. 2004). Nachdem aber eine passive Aufnahme dieser großen und polaren Moleküle reichlich unwahrscheinlich ist, ist es plausibler anzunehmen, dass bei *C. cobaltinus* ein vorhandenes Trägerprotein (Carrier) modifiziert wurde, um die Cardenolide in

Tabelle 1. Ausschnitt aus der Aminosäuresequenz der α -Untereinheit Natrium-Kalium-Pumpe von *Chrysochus* und ausgewählten Vergleichsarten. Fett gedruckt sind die an cardenolidhaltige Pflanzen angepassten Arten. Grau hinterlegt ist die Aminosäureposition 122, an der der Austausch eine resistente Form der Natrium-Kalium-Pumpe bewirkt, Daten für *Danaus plexippus* aus HOLZINGER & WINK (1992), für *Drosophila melanogaster* aus SUN et al. (1998).

	111											122
<i>Drosophila melanogaster</i>	Gln	Ala	Ser	Thr	Ser	Glu	Glu	Pro	Ala	Asp	Asp	Asn
<i>Danaus plexippus</i>	Gln	Ala	Ser	Thr	Val	Glu	Glu	Pro	Ser	Asp	Asp	His
<i>Chrysochus auratus</i>	Val	Val	Ser	Thr	Val	Glu	Glu	Ala	Ser	Asp	Asp	His
<i>Chrysochus cobaltinus</i>	Val	Val	Ser	Thr	Val	Glu	Glu	Ala	Ser	Asp	Asp	His
<i>Chrysochus asclepiadeus</i>	Leu	Ala	Ser	Thr	Val	Glu	Glu	Pro	Ser	Asp	Asp	Asn
<i>Chrysochus chinensis</i>	Leu	Ala	Ser	Thr	Val	Glu	Glu	Pro	Ser	Asp	Asp	Asn
<i>Platycorynus sauteri</i>	Leu	Ala	Ser	Thr	Val	Glu	Glu	Pro	Ser	Asp	Asp	Asn

den Körper aufzunehmen und weiter in die Verteidigungsdrüsen zu transportieren. Ein Kandidat für einen solchen Carrier ist von Vertebraten bekannt, bei denen Ouabain von Transmembrancarriern aus der Familie der OATP (organic anion transporting proteins) transportiert wird (NOE et al. 1997). Homologe dieses Gens gibt es auch bei Insekten, und für *Drosophila* konnte bereits nachgewiesen werden, dass es für die Ausscheidung von Ouabain über die Malphighi-Gefäße verantwortlich ist (TORRIE et al. 2004). Unsere derzeitige Arbeit richtet sich daher auf die Charakterisierung des homologen Gens in *Chrysochus*. Alles spricht dafür, dass die Evolution der chemischen Verteidigung durch eine Veränderung von Substratspezifität und Expressionsmustern dieser Carrier durch die pflanzenentlehnten Toxine überhaupt erst möglich wurde.

5. Zusammenfassung

Spezialisierte pflanzenfressende Insekten sind in ihren Wirtspflanzen häufig mit toxischen Substanzen konfrontiert, die für nicht angepasste Arten, gleich ob Insekten oder Wirbeltiere, in der Regel abschreckend oder giftig wirken. Am Beispiel der Blattkäfergattung *Chrysochus* wird hier dargestellt, wie sich im Laufe der Evolution spezifische Anpassungen herausgebildet haben, die den Arten, die sie besitzen, die Nutzung von Wirtspflanzen mit toxischen Stoffen ermöglichen. Im Fall der *Chrysochus*-Arten erzwang ein Wechsel der Wirtspflanze im Zuge der Besiedlung Nordamerikas die Anpassung an toxische Cardenolide (herzaktive Steroide) in den neuen Wirten. Diese Stoffe sind für Insekten wie auch für Wirbeltiere toxisch, weil sie die Natrium-Kalium-Pumpe blockieren, die für die Aufrechterhaltung von Membranpotentialen und die Weiterleitung von Nervenimpulsen nötig ist. Wie hier geschildert wird, können die *Chrysochus*-Arten einerseits durch eine molekulare Veränderung der Natrium-Kalium-Pumpe die toxische Wirkung der Pflanzenstoffe vermeiden und sind andererseits dazu übergegangen, sie aus dem Darm in die Hämolymphe und weiter in ihre Verteidigungsdrüsen zu transportieren. Diese zusätzliche Modifikation des verantwortlichen Carriers

machte es möglich, dass die Käfer von den Giftstoffen ihrer Futterpflanzen profitieren und sie in ihren Wehrsekreten für ihre eigene Verteidigung gegen potenzielle Fressfeinde einsetzen.

6. Danksagung

Ich danke Prof. Dr. M. PETERSON für seine wiederholten Bemühungen, lebende *C. cobaltinus* nach Deutschland zu schicken und C. S. LIN für das Exemplar von *P. sauteri* aus Taiwan. Diese Arbeit wurde finanziert durch den Schweizerischen Nationalfonds, die NATO, den Fonds der Chemischen Industrie und die DFG.

7. Literaturverzeichnis

- BERNAYS, E. A., & CHAPMAN, R. F. (1994): Host-plant selection by phytophagous insects. Chapman & Hall, New York.
- BOWERS, M. D. (1992): The evolution of unpalatability and the cost of chemical defense in insects. In: ROITBERG, B. D., & ISMAN, M. B. (eds.) Insect Chemical Ecology. An Evolutionary Approach. Chapman & Hall, New York, pp. 216-244.
- BRATTSTEN, L. B. (1992): Metabolic defenses against plant allelochemicals. In: ROSENTHAL, G. A., & BERENBAUM, M. R. (eds.) Herbivores: Their Interactions with Secondary Plant Metabolites. Academic Press, San Diego, pp. 175-242.
- CANESSA, C. M., HORISBERGER, J. D., LOUWARD, D., & ROSSIER, B. C. (1992): Mutation of a cysteine in the first transmembrane segment of Na,K-ATP α -subunit confers ouabain resistance. - EMBO 11, 1687-1992.
- CAPRIO, M. A., & TABASHNIK, B. E. (1992): Evolution of resistance to plant defensive chemicals in insects. In: ROITBERG, B. D., & ISMAN, M. B. (eds.) Insect Chemical Ecology. Chapman & Hall, New York, pp. 179-215.
- DEROE, C., & PASTEELS, J. M. (1982): Distribution of adult defense glands in Chrysomelids (Coleoptera: Chrysomelidae) and its significance in the evolution of defense mechanisms within the family. - Journal of Chemical Ecology 8, 67-82.
- DOBLER, S., DALOZE, D., & PASTEELS, J. M. (1998): Sequestration of plant compounds in a leaf beetle's defensive secretions: cardenolides in *Chrysochus*. - Chemoeology 8, 111-118.
- DOBLER, S., & FARRELL, B. D. (1999): Host use evolution in *Chrysochus* milkweed beetles: evidence from behavior, population genetics and phylogeny. - Molecular Ecology 8, 1297-1307.
- DOBLER, S. (2001): Evolutionary aspects of defense by recycled plant compounds in herbivorous insects. - Basic and Applied Ecology 2, 15-26.
- DOBLER, S. (2004): The evolution of adaptations to plant secondary compounds in *Chrysochus* leaf beetles (Chrysomelidae, Eumolpinae). In: JOLIVET, P., SANTIAGO-BLAY, J. A., & SCHMITT, M. (eds.) New Deve-

- lopments in the Biology of Chrysomelidae. SPB Academic Publishing, The Hague, pp. 117-123.
- EMERY, A. M., BILLINGSLEY, P. F., READY, P. D., & DJAMGOZ, M. B. A. (1998): Insect Na^+/K^+ -ATPase. - *Journal of Insect Physiology* 44, 197-209.
- ENDRESS, M. E., & BRUYNS, P. V. (2000): A revised classification of the Apocynaceae s. l. - *The Botanical Review* 66, 1-56.
- HOLZINGER, F., FRICK, C., & WINK, M. (1992): Molecular basis for the insensitivity of the monarch (*Danaus plexippus*) to cardiac glycosides. - *FEBS letters* 314, 477-480.
- HOLZINGER, F., & WINK, M. (1996): Mediation of cardiac glycoside insensitivity in the monarch butterfly (*Danaus plexippus*): role of an amino acid substitution in the ouabain binding site of Na^+/K^+ -ATPase. - *Journal of Chemical Ecology* 22, 1921-1937.
- ISMAN, M. B., DUFFEY, S. S., & SCUDDER, G. G. E. (1977): Cardenolide content of some leaf- and stem-feeding insects on temperate North American milkweeds (*Asclepias* spp.). - *Canadian Journal of Zoology* 55, 1024-1028.
- LABEYRIE, E., & DOBLER, S. (2004): Molecular adaptation of *Chrysochus* leaf beetles to toxic compounds in their food plants. - *Molecular Biology and Evolution* 21, 218-221.
- LOPATIN, I. K. (1984): Leaf beetles (Chrysomelidae) of Central Asia and Kazakhstan. Amerind Publishers, New Delhi.
- MALCOLM, S. B. (1991): Cardenolide-mediated interactions between plants and herbivores. In: ROSENTHAL, G. A., & BERENBAUM, M. R. (eds.) *Herbivores: their interactions with secondary plant metabolites*. Academic Press, San Diego, pp. 251-295.
- MALCOLM, S. B., & BROWER, L. P. (1989): Evolutionary and ecological implications of cardenolide sequestration in the monarch butterfly. - *Experientia* 45, 284-295.
- MEBS, D., REUSS, E., & SCHNEIDER, M. (2005): Studies on the cardenolide sequestration in African milkweed butterflies (*Danaidae*). - *Toxicon* 45, 581-584.
- MOORE, L. V., & SCUDDER, G. G. E. (1986): Ouabain-resistant Na^+/K^+ -ATPases and cardenolide tolerance in the large milkweed bug, *Oncopeltus fasciatus*. - *Journal of Insect Physiology* 32, 27-33.
- NISHIDA, R. (1995): Sequestration of plant secondary compounds by butterflies and moths. - *Chemoecology* 5/6, 127-138.
- NOE, B., HAGENBUCH, B., STIEGER, B., & MEIER, P. J. (1997): Isolation of a multispecific organic anion cardiac glycoside transporter from rat brain. - *Proceedings of the National Academy of Science of the USA* 94, 10346-10350.
- PASTEELS, J. M. (1993): The value of defensive compounds as taxonomic characters in the classification of leaf beetles. - *Biochemical Systematics and Ecology* 21, 135-142.
- PASTEELS, J. M., BRAEKMAN, J. C., & DALOZE, D. (1988): Chemical defense in the Chrysomelidae. In: JOLIVET, P., PETITPIERRE, E., & HSIAO, T. H. (eds.) *Biology of the Chrysomelidae*. Kluwer Academic Publisher, Den Hague, pp. 233-252.
- PASTEELS, J. M., ROWELL-RAHIER, M., BRAEKMAN, J.-C., & DALOZE, D. (1994): Chemical defense in chrysomelid leaf beetles updated. In: Jolivet, P. H., Cox, M. L., & Petitpierre, E. (eds.) *Biology of Chrysomelidae II*. Kluwer, Dordrecht, Netherlands, pp. 289-301.
- PASTEELS, J. M., TERMONIA, A., WINDSOR, D., WITTE, L., THEURING, C., & HARTMANN, T. (2001): Pyrrolizidine alkaloids and pentacyclic triterpene saponins in the defensive secretions of *Platyphora* leaf beetles. - *Chemoecology* 11, 113-120.
- PETERSON, M., DOBLER, S., HOLLAND, J., TANTALO, L., & LOCKE, S. (2001): Behavioral, molecular, and morphological evidence for a hybrid zone between *Chrysochus auratus* and *C. cobaltinus* (Coleoptera: Chrysomelidae). - *Annals of the Entomological Society of America* 94, 1-9.
- ROSENTHAL, G. A., & BEERENBAUM, M. R. (Eds.) (1992): *Herbivores. Their interactions with secondary plant metabolites*. San Diego, Academic Press.
- ROWELL-RAHIER, M., & PASTEELS, J. M. (1992): Third trophic level influences of plant allelochemicals. In: ROSENTHAL, G. A., & BERENBAUM, M. R. (eds.) *Herbivores: their interactions with secondary plant metabolites*. Academic Press, San Diego New York, pp. 243-277.
- SCHNEIDER, G. (2002): The sodium pump. Its molecular properties and mechanics of ion transport. - *European Journal of Biochemistry* 269, 2424-2433.
- SENNBLAD, B., & BREMER, B. (1996): The familial and subfamilial relationships of Apocynaceae and Asclepiadaceae evaluated with rbcL data. - *Plant Systematics and Evolution* 202, 153-175.
- STRONG, D. R., LAWTON, J. H., & SOUTHWOOD, R. (1984): *Insects on Plants*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- SUN, B., WANG, W., & SALVATERRA, P. M. (1998): Functional analysis and tissue-specific expression of *Drosophila* Na^+/K^+ -ATPase subunit. - *Journal of Neurochemistry* 71, 142-151.
- TORRIE, L. S., RADFORD, J. C., SOUTHWALL, T. D., KEAN, L., DINSMORE, A. J., DAVIES, S. A., & DOW, J. A. T. (2004): Resolution of the insect ouabain paradox. - *Proceedings of the National Academy of Science of the USA* 101, 13689-13693.
- VAN OYCKE, S., RANDOUX, T., BRAEKMAN, J. C., DALOZE, D., & PASTEELS, J. M. (1987): Cardenolide biosynthesis in chrysomelid beetles. - *Experientia* 43, 460-462.
- VAUGHAN, G. L., & JUNGREIS, A. M. (1977): Insensitivity of lepidopteran tissues to ouabain: physiological mechanisms for protection from cardiac glycosides. - *Journal of Insect Physiology* 23, 585-589.

Anschrift der Verfasserin:

Prof. Dr. SUSANNE DOBLER, Biozentrum Grindel und Zoologisches Museum,
Martin-Luther-King-Platz 3, D-20146 Hamburg,
E-Mail: susanne.dobler@uni-hamburg.de

ULRICH SEDLAG, Eberswalde

Gallen und Gallinsekten – Musterbeispiele der Koevolution?¹

Die Problematik der Gallbildung, für die sich verschiedene Wissenschaftsdisziplinen interessieren sollten, ist stark vernachlässigt; vielleicht, weil es schwierig ist, Geldgeber für die Mehrung von Erkenntnissen zu finden, die keinen ökonomischen Profit versprechen, und weil die Medien eher irgendwelche Beobachtungen aus fernen Ländern vermelden oder auch über mehr oder weniger unsinnige Spekulationen berichten, die gesichertes Wissen in Frage stellen.

Um auf immer wieder weitergegebene Gedankenlosigkeiten und Irrtümer hinzuweisen, bieten sich die Cynipidengallen an Eiche als Beispiel an. Weit verbreitet ist die Auffassung, Gallen seien Schutzeinrichtungen der Pflanzen:

EIDMANN, Lehrbuch der Entomologie. 2. von F. KÜHLHORN neubearbeitete Auflage 1970, S. 459: „Sie (die Pflanze) opfert ihm (dem Gallerreger) zwar einen gewissen, geringen Teil ihres Stoffbestandes, lokalisiert aber seinen Angriff und macht ihn ... mittels der Galle unschädlich. An Stelle einer fremddienlichen Zweckmäßigkeit erscheint dies vielmehr als Schutzwirkung oder Feindabwehr.“

WEBER, Grundriss der Insektenkunde, 5. von H. WEIDNER bearbeitete Auflage 1974, S. 503: „... ist der Nutzen der Gallbildung nicht nur für das Gallinsekt offenkundig, sondern auch für die Pflanze, die durch sie bestimmte,

spezialisierte Feinde örtlich und zeitlich beschränkt.“ WEIDNER äußert sich auch an anderer Stelle im gleichen Sinn und spricht von Spezialisierung und Gegensepezialisierung, worunter man wohl nur eine Koevolution verstehen kann.

BUHR, Bd. 1, S. 10 betrachtet Gallen als Abwehrreaktionen der Pflanzen. „Die Gallen entstehen bei einem Aufeinander- und Gegeneinanderwirken der Partner in stetigem Widerstreit zwischen normalem und abnormem Wachstum...“ Also auch hier Koevolution.

MANI, M. S., Ecology of plant galls, 1964, S. 227: „Die Primärreaktion seitens der Pflanze ist eine defensive, bei der es einen Antagonismus zwischen der Resistenz des Pflanzengewebes und dem Gallerreger gibt, dessen Endziel die Neutralisation der toxischen Effekte des Gallerregers ist. Hohlräume, die als Schutzeinrichtung für Gallbewohner gedeutet wurden, und vermeintliche Schutzschichten der Gallen sind allein durch chemische und mechanische Zustände während der Gallentstehung zu erklären und keinesfalls durch einen Vorteil für den Gallerreger. Der Gallerreger wird nicht nur auf eine bestimmte Stelle eingeeengt, sondern ihm wird auch die verfügbare Zeitspanne aufgezungen“.

Diese Autoren, und nicht nur sie, betrachten die Gallen also bestenfalls als Ergebnis einer

¹ Vortrag auf der 7. Fachtagung des NABU-BFA Entomologie 2004 „Insekt und Pflanze“

Koevolution, wenn nicht überhaupt als einseitige Leistung der Pflanzen, die nur durch Selektion zu erklären wäre.

Es gab gelegentlich aber auch Stimmen, die den Vorteil allein auf Seiten der Gallerreger sahen, und die Gallen teleologisch deuteten. Das gilt zunächst für MARCELLO MALPHIGI, der in der 2. Hälfte des 17. Jahrhunderts die Gallenkunde begründete. ERICH BECHER hat ein ganzes, 1917 erschienenes Buch über die fremddienliche Zweckmäßigkeit der Pflanzengallen geschrieben, dessen Titel die Hypothese eines „überindividuellen Seelischen“ ankündigt, die nur am Rande erwähnt sei.

Dass die Wirtspflanzen von den Gallerregern beherrscht werden, hat bereits J. PACLT (1972) klar erkannt, ohne auf die hier begründete Unmöglichkeit einer Koevolution einzugehen. Seine Argumentation hat ebenso wenig Beachtung gefunden, wie ein Vortrag, den ich hierüber 1988 in Greifswald gehalten habe.

Es gibt bei Pflanzen Zehntausende „sekundäre Inhaltsstoffe“, die als Schutz vor Tieren gedeutet werden. Es wäre daher weitaus leichter vorstellbar, dass die Eichen eine rein chemische Abwehr entwickeln als eine komplizierte Gallbildung. Ihnen ist es aber weder gelungen, Gallwespen auf diese Weise abzuwehren, noch eine wirksame Abwehr gegen so bedeutsame Schädlinge wie Nonne, Schwammspinner, Goldafter, Eichenwickler oder Frostspanner zu entwickeln. Bei den Gallen sind dagegen zugleich Morphologie und Physiologie verändert, und man geht sicher in der Annahme nicht fehl, dass für die Entstehung jeder komplizierten Galle eine erheblich größere Anzahl von Selektionsschritten als für eine bloße Umsteuerung des Chemismus erforderlich war.

Welche Bedeutung als Schädlinge müssten die Vorfahren unserer heutigen Gallerreger gehabt haben, um so erfolgreich Selektion betreiben zu können! Sehr viel größer als heute können sie nicht gewesen sein, denn Blätter und Knospen können nur mäßig große Gallen tragen. Eine wesentliche Giftwirkung ist wohl auszuschließen, denn in diesem Fall hätte der Einschluss in eine Galle nichts genützt. Denkbare Selektionsfaktoren wären Fraßschäden nach Massenvermehrung, zu der es vermutlich, wie auch heute, nur im Abstand von einigen Jahren

kam. Das heißt, dass abwehrfähige Bäume, wenn überhaupt, nur gelegentlich von Fortschritten einer gedachten Abwehr begünstigt gewesen sein können.

Ganz abgesehen von den Beziehungen zu Gallerregern, ist es schwer, sich die Evolution von langlebigen Bäumen vorzustellen. Sie muss sehr langsam verlaufen. Eichen können sich im Alter von 25 bis 40 Jahren erstmals fortpflanzen, und damit 200 Jahre und mehr fortfahren. Da sie im wesentlichen ihren Bestand erhalten, sich also nicht vermehren, muss man davon ausgehen, dass jeder Baum womöglich einen einzigen Nachkommen hat, der das Reifealter erreicht und ihn ersetzt. Daraus ergibt sich eine Generationsfolge von jedenfalls >100 Jahren. Und Bäume haben keine Keimbahn, wodurch es auf die Zahl der Generationen bezogen wohl zwangsläufig zu einer Verlangsamung der Evolution gegenüber Tieren kommen muss.

Dem womöglich einzigen aus Hunderttausenden Eicheln erwachsenen fertilen Nachkommen einer Eiche stehen zweifellos Zehntausende Keimpflanzen gegenüber. Bei der Selektion von Schutzanpassungen „erwachsener“ Bäume geht es vor allem um eine größere oder kleinere Fertilität, bei den jungen Eichen, die unter anderem durch Mäuse, Hasen, Kaninchen, Rehe, Hirsche und ungünstige Witterungsbedingungen dezimiert werden, dagegen um Leben und Tod. Man kann also erwarten, dass die Evolution in jungen Jahren vorangetrieben wird, in denen es kaum Gallen als Selektionsfaktor gegeben haben dürfte, selbstverständlich schon gar nicht solche, die auf Knospen oder wie die Knopperrn auf Eicheln angewiesen sind. Zudem wächst oft nicht *die* Eiche erfolgreich heran, die Träger einer vorteilhaften Mutation ist, sondern die, die ein Eichelhäher oder ein Eichhörnchen an einer günstigen Stelle gepflanzt hat.

Und unsere Eichen hätten sich (vermeintlich) nicht vor einer Gallwespe, sondern vor Dutzenden geschützt! Nachfolgend lege ich unter Beschränkung auf die für Deutschland genannten Gallen die Zahlen aus BUHRS unentbehrlichem Gallenbestimmungswerk zugrunde (BUHR 1964-1965). Für die Argumentation ist es unwichtig, wenn die eine oder die andere Angabe durch Neuentdeckung einer Art im Gebiet

oder die Erkenntnis der Zusammengehörigkeit von zwei Generationen überholt ist.

Stiel- und Traubeneiche, *Q. robur* und *Q. petraea*, tragen danach in Deutschland zusammen 71 Gallen von 44 Cynipidenarten, von denen 27 zwei Generationen an diesen Eichen, 5 weitere eine zweite Generation an Zerreiche haben. *Q. robur* beherrscht im Gebiet 68, *Q. petraea* 69 „Programme“, im Gesamtgebiet Europas dürften es bei beiden etwa 100 sein. 33 der angeführten Wespen werden zusätzlich für *Q. pubescens* genannt. Bei der Mehrzahl der aufgelisteten Gallwespen gibt es noch weitere Wirte. Gelegentlich ist sogar von *vielen* anderen die Rede. Dabei kann die Bestimmungstabelle ohne Abstriche für die verschiedenen Wirte benutzt werden. Monophag und auf Zerreiche beschränkt sind jedoch offenbar die zweigeschlechtlichen Generationen von *Andricus gemmea*, *A. kollari*, *A. lignicola*, *A. corruptrix* und *A. quercuscalicis*.

Für die Zerreiche findet sich bei BUHR eine separate Tabelle. Sie enthält 13 für die anderen Eichen genannte Wespen, deren Gallen ebenso aussehen wie bei diesen. Es gibt in dieser Tabelle aber auch eine ganze Reihe von Arten, die (bisher) nur von der Zerreiche bekannt sind. Auffallend ist es, dass nach BUHR die Gallen von *Andricus inflator*, *A. ostrea*, *Neuroterus laeviusculus* und (selten) *N. numismalis* auch an *Quercus rubra* beobachtet wurden.

Schlussfolgerung: Koevolution ist definitionsgemäß die gegenseitig beeinflusste Evolution zweier Arten. Es ist schwerlich vorstellbar, dass sich auf Seite der Eichen mehrere Arten zusammengetan und eine Gallwespenart nach der anderen entsprechend beeinflusst haben.

Eine Koevolution im üblichen Sinn wäre allerdings denkbar, wenn als Partner die Stammform heutiger Eichen angenommen wird. Verlässliche Angaben über eine etwaige zeitliche Möglichkeit dafür fehlen. Die Unwahrscheinlichkeit einer Entstehung der Gallen durch eine die Eichen schützende Selektion würde für eine ferne Vergangenheit genauso wie für die Gegenwart gelten. Und wäre es so, wäre zwar die Evolution des Langsamentwicklers Eiche, nicht aber die cecidogene Fähigkeit der Gallerreger mit ihrer mehr als hundertfachen Generationenfolge weiter gegangen.

Folglich handelt es sich hier um eine einseitige Selektion. Nicht die Eichen haben Dutzende Abwehrprogramme gegen Gallwespen entwickelt, sondern die Gallwespen mit ihrer schnellen jährlichen bzw. halbjährlichen Generationsdauer je ein oder zwei Programme, mit denen sie erstaunlicherweise Eichen mit unterschiedlicher genetischer Ausstattung in gleicher Weise zu ihren Gunsten beeinflussen.

Die Annahme der Gallenentstehung durch auf die Pflanzen wirkende Selektion ist ein Beispiel dafür, dass man sich leicht und wohl nicht gerade selten vorschnell mit der Erklärung von Strukturen, Funktionen und Verhaltensweisen durch Selektion zufrieden gibt. In neuerer Zeit gibt es eine Reihe von Buchveröffentlichungen, die den Darwinismus teilweise oder sogar weitgehend in Frage stellen. Sie bieten keine besseren Erklärungen, aber mahnen, nicht mit gängigen Schlagworten Lücken in Wissen und Verständnis zu verdecken. Und das Zusammenspiel von Tieren und Pflanzen ist eine Herausforderung, sich von unzulässigen Vereinfachungen zu trennen. Man kann wohl nicht einfach mit an *Drosophila* orientierten Vorstellungen die Evolution von Bäumen erklären. Das Fragezeichen hinter der Überschrift kann durch ein klares Nein mit Ausrufungszeichen ersetzt werden. Aber es gibt bei diesem Wechselspiel noch viele Fragen, die einer Beantwortung harren.

Zusammenfassung

Von den Cynipidengallen an Eichen ausgehend, wird der gängigen Vorstellung widersprochen, dass diese als Schutzeinrichtung der Pflanzen zu verstehen wären: Dagegen spricht, dass die Eichen nicht einmal eine einfache chemische Abwehr bedeutender Schaderreger entwickelt haben, während die Gallerreger die Eichen kaum geschädigt haben können. Es ist auch schwer vorstellbar, dass eine auf die Pflanze wirkende Selektion rund 100 verschiedene und bei mehreren Eichenarten übereinstimmende Gallen hervorbringen konnte. Zudem dürfte die Selektion ganz überwiegend auf frühe Stadien heranwachsender Eichen wirken, während ein Teil der Gallen fast nur oder überhaupt nur bei älteren Bäumen vorkommt. Es gab kei-

ne Koevolution, sondern eine einseitige Förderung der cecidogenen Fähigkeit der Hymenopteren.

Summary

It is often asserted, that galls of cynipids on oak originated as a means of protection of the hosts. That is improbable, since the oaks have not even developed a simple chemical defense against very important pests, whereas it is hard to believe, that the cynipids ever did a remarkable damage. Moreover it should be hard to understand, how selection could endow several species of oaks with (identical!) programs for about 100 galls. Finally: Because of the very high mortality of young oaks, selection should affect especially the first stages of the trees, whereas galls are more or less restricted to a small number of survivors of at least median age. Galls are not the product of co-evolution, but of a one-

sided selection of the cecidogenetic ability of the hymenopterans.

Literatur

- BECHER, E. (1917): Die fremddienliche Zweckmäßigkeit der Pflanzengallen und die Hypothese eines überindividuellen Seelischen. Leipzig. 1-148.
- BUHR, H. (1964 - 1965): Bestimmungstabellen der Gallen (Zoo- und Phytocecidien) an Pflanzen Mittel- und Nordeuropas. 2 Bände, Jena. 1-1572.
- EIDMANN, H. (1970): Lehrbuch der Entomologie. 2. von F. Köhlhorn neubearbeitete Auflage. Hamburg und Berlin 1970, 1-631.
- MANI, M. S. (1964): The Ecology of Plant Galls. Den Haag, 1964, 1-434.
- PAULI, J. (1972): Zur allgemein-biologischen Deutung der Pflanzengalle. - Beitr. Biol. Pflanzen 48, 63-77.
- SEDLAG, U. (1988): Insektengallen - ungelöste Fragen der Evolution. - Wiss. Z. Ernst-Moritz-Arndt-Univ. Greifswald, Math.-nat. wiss. Reihe 37 (2-3) S. 71-74.
- WEBER, H. (1974): Grundriß der Insektenkunde, 5. von H. WEIDNER bearbeitete Auflage. - Stuttgart und New York, 1-640.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. ULRICH SEDLAG, Talweg 2, D-16225 Eberswalde

THOMAS GLADIS, Berlin

Beobachtungen zu Rosskastanienminiermotten sowie zum Besuch und Verhalten alt- und neuweltlicher Bestäuber auf Kürbisblüten¹

Bekämpfen oder abwarten?

Die Rosskastanien-Miniermotte (*Cameraria ohridella* DESCHKA DIMIC) ist eine erst 1985 entdeckte und 1986 beschriebene Kleinschmetterlingsart, die sich in jüngster Zeit explosionsartig über Europa ausgebreitet hat. Das konnte sie jedoch nur, weil der Mensch ihr den Weg bereitet hat. Bereits seit dem 16. Jahrhundert erfolgen Pflanzungen der auf dem Balkan und in Asien beheimateten Gewöhnlichen Rosskastanie (*Aesculus hippocastanum* L.). Als die eigentliche Invasion der Motten begann, beklagte die Bevölkerung bald allerorten die unansehnliche

Verfärbung der Blätter und einen vorzeitigen Laubfall, oft schon mitten im Sommer. In den ersten Befallsjahren blühten die Bäume zwar noch prächtig, bildeten aber kaum Samen. Die Kinder suchten im Laub vergeblich danach. Der einstige Zierwert der stattlichen Bäume war dahin.

Von der Miniermotte kaum oder nicht befallen werden übrigens die sehr dekorativen geschlitztblättrigen Sippen von *Ae. hippocastanum* ('Laciniata' und 'Laciniata Pendula'), die im Stadtbild äußerst selten zu sehen sind. Sie müssen vegetativ vermehrt werden, da sie keine Samen ansetzen. In Abb. 1 sind Kopien teilweise

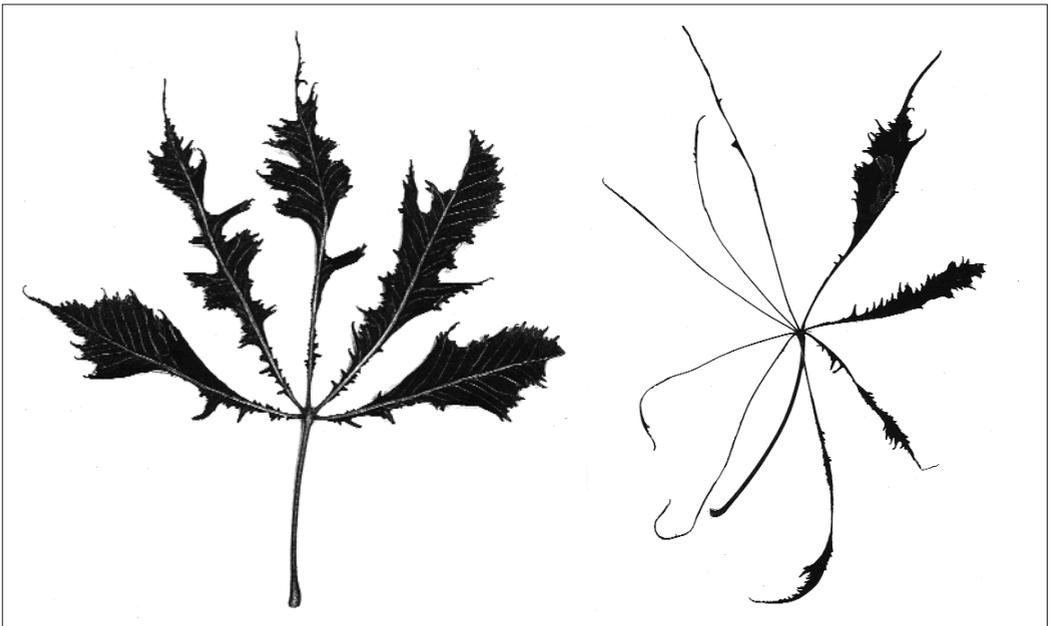


Abb. 1. Nicht oder kaum (oben rechts) miniert: lacinierte Rosskastanienblätter

¹ Vortrag auf der 7. Fachtagung des NABU-BFA Entomologie 2004 „Insekt und Pflanze“

minierter Blätter der beiden Sippen aus dem Bad Godesberger Stadtpark wiedergegeben. Anfang Oktober 2004 gepflückt, sind sie im Unterschied zu benachbart stehenden Bäumen mit ungeschlitzten Blättern noch grün und ein durchaus erfreulicher Anblick.

Verwandte Arten und Bastarde mit *Ae. hippocastanum* wurden nicht oder kaum befallen, heimische Gehölze nur sporadisch. Ratlosigkeit machte sich breit. Kein anderer Schmetterling und schon gar keine Motte hat je eine derartige Presselawine hervorgerufen. Vom Verlust historischer Alleen war die Rede, alle erdenklichen Bekämpfungsmöglichkeiten wurden erörtert, Bäume gefällt, Ökologen suchten und suchen noch immer nach Antagonisten. Selbstverständlich wird auch mit Pheromonfallen gearbeitet [1], die wegen des Massenaufkommens schnell mit Motten vollgestopft sind. In repräsentativen Grünanlagen Wiens griff man zu systemischen Mitteln und konnte so wenigstens den Eindruck nicht befallener, vor Gesundheit strotzender tiefgrüner Kastanien erkaufen. Bei uns wird in einer bundesweiten Kampagne das Sammeln und Beseitigen des Herbstlaubes propagiert, da die Puppen des Falters darin überwintern. Im innerstädtischen, zumal im öffentlichen Bereich mag das noch funktionieren. Es lässt sich aber nicht auf ganze Landstriche übertragen. Gartenbesitzer werden aufgerufen, Säcke zu kaufen, das Laub darin zu sammeln und es ordnungsgemäß entsorgen zu lassen. Doch auch in unseren Breiten ist die Rosskastanie nicht ausschließlich auf die Vermehrung und Verbreitung durch den Menschen angewiesen. Die zahllosen in Wäldern, Gebüsch, im Bereich von Bahnanlagen etc. stehenden Bäume bzw. auflaufenden Jungpflanzen werden nicht erfasst. So wird nur ein Teil der in der Stadt anfallenden Puppen vernichtet. Viel Laub wird verweht oder bleibt einfach liegen. Die Miniermotte ist ein typischer r-Strategie. Sie bringt drei Generationen im Jahr hervor und ist, wie die Geschwindigkeit ihrer Ausbreitung belegt, sehr wanderfreudig. Derartige Bekämpfungsversuche sind also sinnlos und von vornherein zum Scheitern verurteilt.

Wer sich Bilder ein und desselben Baumes, aus unterschiedlichen Jahren und etwa zur gleichen Zeit aufgenommen, vergleichend an-

schauf wird feststellen, dass sich der Gesundheitszustand der Bäume allmählich zu bessern scheint, wenn er sich nicht gar stabilisiert hat. Auch zur Fruchtbildung kommt es wieder - waren die Bekämpfungsversuche also doch erfolgreich? Wohl kaum, da die Laubbeseitigung weiterhin eher nachlässig erfolgt und Gartenabfälle oft wie gewohnt in stadtnahen Wäldern entsorgt werden. Es sind - wie nicht anders zu erwarten - Parasiten, Parasitoide und Prädatoren am Werk, die der Art folgen oder die sich allmählich auf diese neue, über die ganze Vegetationszeit in großen Mengen verfügbare Nahrungsquelle eingestellt haben. Zehn Erz- und vier Schlupfwespenarten sind darunter. In Österreich wurden an Prädatoren bisher Singvögel, allen voran Blau- und Kohlmeisen (*Parus caeruleus* L., *P. major* L.), Wespen, Springspinnen und Laubheuschrecken festgestellt [2], die unterschiedliche Stadien des Schmetterlings befallen bzw. vertilgen. Weitere Antagonisten werden folgen, sich auch weiter nach Norden ausbreiten. Und nur diesen Antagonisten wird eine nachhaltige Eindämmung der Massenvorkommen gelingen, selbst wenn *C. ohridella* noch der Umstieg auf eine andere Wirtspflanze und damit ein erster Schritt zur Speziation gelingen sollte. War die ganze Aufregung umsonst, waren die eigentlich verständlichen Reaktionen auf den Befall überzogen? Interessant ist, dass man noch immer nichts über den Ursprung der Art und über die Gründe ihrer plötzlichen Radiation weiß. Gerade weil sie aber charakteristische Bäume im öffentlichen Grün befällt, gelang mit Hilfe der engagierten Öffentlichkeit ein für so ein kleines Tier ziemlich einzigartiges Monitoring der Verbreitungswege und -zeiten. Die Biologie zahlloser viel länger bekannter Arten ist weit weniger gut erforscht.

Einfuhrgenehmigung erteilen?

In Europa weiß man über die enge Bindung der neuweltlichen Kürbisbienen an die Blüten der Kürbisarten (*Cucurbita* spp.) noch sehr wenig, vom Verhalten der Bienen in den Blüten ganz zu schweigen. Die großen, auffälligen, leuchtend gelben Trichterblüten sind jedoch kaum zu übersehen. Von welchen Insekten werden diese Neophyten oder besser Hemero-

phyten (vgl. GLADIS et al. 2001) in der Alten Welt besucht? Ganz selten - und je Individuum wohl nur einmal - kann man Schwebfliegen beobachten, die sich kurz auf der Narbe oder den zu einem Synandrium verwachsenen Staubgefäßen niederlassen. Von den langrüsseligen Hummelarten wie der im Gebiet sehr häufigen Ackerhummel (*Bombus pascuorum* [SCOP.]) konnten außer beim Feigenblattkürbis (*C. ficifolia* BOUCHÉ) keine Individuen beim regulären Blütenbesuch an Kürbissen beobachtet werden. Es sind überwiegend Honigbienen und die kurzrüsselige Stein- (*B. lapidarius* [L.]) bzw. die Erdhummelarten (*B.-terrestris*-Komplex), die sich oft schon sehr zeitig am Morgen in den Blüten einfinden. Die Tiere landen auf den Kronzipfeln und kriechen auf der Suche nach Nektar an den Blütengrund. Der extrem stark klebende Pollen interessiert sie nicht, doch er heftet sich ihnen beim Besuch männlicher Blüten auf der ganzen Körperoberseite einschließlich der Augen an. Nur die Antennen und die Flügel bleiben frei. Den Nektar können die Bienen und Hummeln entgegen anderslautenden Mitteilungen in der Literatur nicht erreichen. Der Blütenbau, vor allem aber die Position der kurzrüsseligen Tiere beim Versuch der Nektaraufnahme, verhindert das in den dimorphen Blüten beiderlei Geschlechts. Außerdem ist die Quantität des Nahrungsangebotes äußerst gering, wie zu unterschiedlichen Tageszeiten ausgeführte Schnitte durch den Blütenboden ergaben. Allein Farbe und Duft scheinen die Bienen derart gefangen zu halten, dass sie vor allem morgens bis zu mehrere Stunden lang suchend am Blütengrund verharren, oft mehrere Individuen gemeinsam, auch solche unterschiedlicher Arten (GLADIS 2002). Wegen der mit Pollen verklebten Augen ist ihnen dann ein Abflug kaum möglich. Entschließt sich eine Biene doch dazu, stürzt sie sich nach einem kurzen, orientierungslosen Versuch in eine der nächsten Blüten, wo sie mit einer Narbe oder der Kronblattoberfläche in Berührung kommen kann. In beiden Fällen wird das Tier an den betreffenden Körperstellen vom anhaftenden Pollen befreit. Bisher ist diese „Service-Funktion“ der ansonsten in Europa als Bientäuschblumen einzustufenden Blüten vermutlich weitgehend unbekannt. Beim Gartenkürbis (*C. pepo* L.), einer

hoch polymorphen Art, rollen sich die Kronblattzipfel während der Anthese sogar seitlich locker tütenförmig ein. Gelangen Hummeln oder Bienen in einen der eingerollten Kronzipfel, kann dieser Reinigungseffekt bei den restlichen im Pelz hängenden Pollenkörnern gut beobachtet werden. Er ist dann aber nicht mehr so ausgeprägt wie in den Morgenstunden. Die Details, die entsprechenden morphologischen Strukturen und Funktionsweisen sind an anderer Stelle bereits ausführlich beschrieben und illustriert (GLADIS 2003). Durch Experimente gestützte Versuche zum individuellen Lernvermögen der unterschiedlichen Blütenbesucher fehlen bisher. Indizien sprechen dafür, dass Dipteren den staatenbildenden Hymenopteren überlegen sind. Zum Verhalten solitär lebender Bienen auf Kürbisblüten liegen aus Europa bisher kaum Beobachtungen vor.

In Amerika haben sich zwei Gattungen langrüsseliger Solitärbienen aus der Familie Anthophoridae auf die Bestäubung von *Cucurbita*-Arten spezialisiert. Nur sie sind in der Lage, *Cucurbita*-Pollen zu sammeln und als Nahrung zu verwerten. Wie der Name sagt, leben die squash bees (13 *Peponapis*- und acht *Xenoglossa*-Arten) sogar im wesentlichen von Nektar und Pollen der Kürbisblüten (KROMBEIN et al. 1979). Die Ansprüche beider Gattungen an ihre Lebensräume sind verschieden. *Xenoglossa* bevorzugt trockenere Habitats als *Peponapis*. Die Gründe für eine Spezialisierung der Weibchen auf den Pollen bestimmter *Cucurbita*-Arten sind bisher nicht geklärt.

Beim Besuch der Kürbisblüten gehen die neuweltlichen Kürbisbienen offenbar ganz anders vor als die altweltlichen Arten (vgl. SCHMITT 2001): Die Tiere fliegen morgens bereits im Dunkeln an. Dabei orientieren sie sich vermutlich nicht nur optisch sondern auch olfaktorisch. Die Kürbisblüten werden nur kurz, dafür aber sehr zielgerichtet besucht. Die Tiere landen auf dem Synandrium bzw. auf der Narbe, nicht auf der Krone und nehmen bei der Nektaraufnahme eine vertikale Stellung ein (TEPEDINO 1981). Somit kommen nur die Gliedmaßen und die Bauchseite mit Pollen in Berührung. Rücken und Augen bleiben frei (vgl. auch Abb. bei HURD et al. 1971 und [3]). Wie oben beschrieben, verhalten sich die nicht

auf Kürbisblüten spezialisierten Arten und auch die altweltlichen Bienen genau umgekehrt, sie landen auf den Kronblättern statt auf der Narbe und kommen mit der Rücken- statt mit der Bauchseite mit Synandrium und Narbe in Berührung. Unabhängig von der Position des Insekts sind die Adhäsionskräfte zwischen Pollen und Narbe größer als zwischen Pollen und Bienenhaar, wodurch die Übertragung auf die Narbe gewährleistet wird, wenn es zu einer Berührung kommt.

Squash bees gelten in Amerika als außerordentlich nützliche Bestäuber von Kürbisfeldern. Als Hemerozoen sind einige Arten den kultivierten Kürbissen gefolgt und konnten so ihre natürlichen Verbreitungsareale in Abhängigkeit vom Kürbisanbau wesentlich erweitern. Es hat auch nicht an Bestrebungen gefehlt, die mono- oder oligolektischen Arten in Regionen außerhalb ihrer natürlichen Verbreitungsgebiete anzusiedeln. Frühere Versuche in Europa sind allerdings gescheitert. Heute wären derartige Vorhaben trotz des wohl äußerst geringen Risikos und des absehbaren wirtschaftlichen Nutzens aus rechtlichen Gründen und wegen der öffentlichen Debatten um die Einführung weiterer Neobiota sehr schwer zu realisieren. Entsprechende Projektanträge wurden jedenfalls abgelehnt.

Fazit

Am Beispiel der Kastanienminiermotte wurde aufgezeigt, dass alle vom Menschen ergriffenen Bekämpfungsmaßnahmen für in plötzlicher Radiation befindliche, hochgradig spezialisierte r-Strategen erfolglos sein können. Dennoch werden „der Ordnung halber“ aufwendige Kampagnen durchgeführt. Es besteht die Forderung, etwas gegen die „Schädlinge“ zu unternehmen. In der Konsequenz setzt sich die Meinung durch, dies auch zu vermögen.

Am Beispiel der Kürbisbienen wird verdeutlicht, dass das Unterlassen der Einfuhr adäquater, hochgradig spezialisierter Bestäuber für neophytische Kulturpflanzen nach Europa niemandem nutzt, doch wirtschaftlich schadet. Dennoch unterbleiben der überfällige Transfer und die Etablierung lebensfähiger Populationen dieser Tiere, während an anderen riskanten Or-

ganismengruppen geforscht und deren Freisetzung vorbereitet wird bzw. bereits erfolgt.

Dieser Widerspruch kann nicht aufgelöst werden, solange Entscheidungen nach bürokratischen Regeln und unter öffentlichem bzw. wirtschaftlichem Druck getroffen werden. Die beiden ausgewählten Beispiele belegen aber auch, dass die oft propagierte „Wertlosigkeit“ von Neobiota für heimische Arten differenzierter zu sehen ist. Im Laufe weniger Jahre können sich Verhaltensmuster ändern und neue Glieder in Nahrungsketten aufgenommen werden.

Zusammenfassung

Zwei anscheinend nicht miteinander zusammenhängende Themen werden in diesem Beitrag kombiniert. Doch es ist in beiden Fällen der Mensch, der durch wiederholte Eingriffe in natürliche Abläufe frühere Introduktionen gebietsfremder Arten zu korrigieren bzw. weitere Neueinführungen potentiell invasiver Organismen (Neobiota) zu unterbinden versucht. Der Ausgang dieser Experimente ist offen. Sobald ökonomische Fragen berührt werden und es sich um an die Kultur gebundene Nutzorganismen bzw. Kulturfolger handelt (Hemerozoen), sollten grundsätzlichen Einfuhrverböten bzw. kostenintensiven Bekämpfungsmaßnahmen sorgfältige wissenschaftliche Untersuchungen zur Biologie und zum möglichen Nutzen der betreffenden Arten vorausgehen.

Summary

Two obviously not interrelated themes are treated within this article. Yet in both cases, it is man who tries to encroach upon natural processes, to revise earlier introductions of allochthonous (foreign or alien) species and to stop the ongoing introduction of potential invasive organisms (so called "aliens" or Neobiota). The final outcome of these experiments remains open. Before requiring general embargoes or cost intensive eradication measures, one should demand scientific studies on the biology and potential value of such species – as far as economic interests are affected and utilizable or hemerophilous organisms are involved (hemerozoen).

Literatur

- GLADIS, Th., ARROWSMITH, N., & HAMMER, K. (2001): Hemerophyta - a special case of invasive organisms. - Schriften zu Genetischen Ressourcen 16, 23-29.
- GLADIS, Th. (2002): Farbe, Duft und Flugverkehr - Bestäubungsökologische Beobachtungen an Cucurbitaceen. In: K. HAMMER, GLADIS, Th., & HETHKE, M. (Hrsg.): Kürbis, Kiwano & Co. - Vom Nutzen der Vielfalt. Der Katalog zur Ausstellung, Band 1, S. 57-64.
- GLADIS, Th. (2003): Locken, täuschen, blenden - und andere „Serviceleistungen“ von Cucurbitaceenblüten. - VEN-Samensurium Nr. 14, 37-44 + 4 Farbtafeln.
- HURD, P. D., LINSLEY, E. G., & WHITAKER, Th. W. (1971): Squash and gourd bees (*Peponapis*, *Xenoglossa*) and the origin of the cultivated *Cucurbita*. - Evolution 25, 218-234.
- KROMBEIN, K. V., HURD, P. D., SMITH, D. R., & BURKS, B. D. (1979): Catalog of Hymenoptera in America North of Mexico. - Smithsonian Inst. Press, Washington D. C.
- SCHMITT, K. (2001): Die Blütenbesucherfauna von *Cucurbita pepo*: Biogeographische und ethologische Argumente für die effektivsten Bestäuber. - Schr. Hausarb. Univ. Bonn, erste Staatsprüfung für das Lehramt für die Sekundarstufe II, 60 S.
- TEPEDINO, V. J. (1981): The pollination efficiency of the summer squash bee (*Peponapis pruinosa*) and the honey bee (*Apis mellifera*) on summer squash (*Cucurbita pepo*). - J. Kansas Ent. Soc. 54, 2, 259-377.

Links

- [1] <http://www.fzi.uni-freiburg.de/camerarpilot.htm> (inzwischen abgeschaltet); vgl. auch <http://www.cameraria.de/index.php>, <http://de.wikipedia.org/wiki/Rosskastanienminiermotte>
- [2] http://www.calantis.com/deutsch/contents/cont_nuetzlinge.html
- [3] http://www.fragmentsfromfloyd.com/fragments/2005/07/all_the_buzz.html

Anschrift des Verfassers:

Dr. THOMAS GLADIS, Silbergrasweg 50, D-12439 Berlin

E-Mail: th.gladis@gmx.de

DIETRICH J. WERNER, Köln

Verbreitung, Wirtspflanzenwechsel und Naturschutzaspekte bei Wanzen (Heteroptera) an Zypressengewächsen (Cupressaceae) in Deutschland¹

Am heimischen Wacholder (*Juniperus communis*) und an eingeführten Lebensbäumen (*Thuja*-Arten) bzw. Scheinzypressen (*Chamaecyparis*-Arten) finden sich Wanzen, die an den Scheinbeeren oder Zapfen dieser Pflanzen saugen. Vier relativ große Heteropteren-Arten aus vier verschiedenen Familien dienen als Beispiele für unterschiedliche Muster in ihrer Verbreitung in Deutschland und für ihren teilweise abweichenden Wirtspflanzenwechsel unter Betrachtung von Naturschutzaspekten. Fünf Arten von Weichwanzen, die ebenfalls relativ stark an Zypressengewächse gebunden sind, werden hier nicht behandelt.

Es kann wohl nicht bestritten werden, dass der Gemeine Wacholder seit dem 19., besonders aber im 20. Jahrhundert im Rheinland und in anderen Regionen nach Individuenzahlen, Standorten und Bestandsdichten stark abgenommen hat. Der Wacholder, Baum des Jahres 2002, muss daher nicht nur in einzelnen Bundesländern geschützt, sondern auch in die Bundesartenschutzverordnung aufgenommen werden. Auf den Rückgang ihrer angestammten Wirtspflanze reagieren die vorgestellten vier Heteropteren sehr unterschiedlich.

Die relativ seltene *Chlorochroa juniperina* (Pentatomidae) kommt neben *Juniperus communis* auch sehr vereinzelt auf der Krähenbeere (*Empetrum nigrum*) vor, die auch seltener geworden ist und unter Schutz steht. Es bleibt ab-

zuwarten, ob diese Wanzenart in Zukunft auch noch auf eingeführte Zypressengewächse umsteigen wird. Der meist häufige *Cyphostethus tristriatus* (Acanthosomatidae) findet sich außer auf dem heimischen Wacholder inzwischen auf besonders vielen angepflanzten fremdländischen Cupressaceen. In Köln und Umgebung zeigt sich dieser Tatbestand sehr deutlich und ist ebenso in manchen Gebieten von Baden-Württemberg nachzuvollziehen. Der nur in Süddeutschland stärker verbreitete *Gonocerus juniperi* (Coreidae) hat hier nun ebenfalls damit begonnen, neben dem Wacholder als seiner Hauptwirtspflanze die eingeführten Zypressengewächse zu nutzen. Als vierte Art wird der ursprünglich aus dem Mittelmeerraum und Südosteuropa stammende *Orsillus depressus* (Lygaeidae) angesprochen, der erst seit 1965 bzw. 1971 in West- und Mitteleuropa als Neozoon auf nicht heimischen Cupressaceen im Siedlungsraum des Menschen anzutreffen ist. Der Erstfund von *Orsillus depressus* war 1965 in den Niederlanden in einer Sendung von importierten *Thuja*-Samen (*T. occidentalis*) aus Italien (ROSSEM et al. 1968) (Information durch freundliche Vermittlung von B. AUKEMA, Wageningen). Diese Art wandert heute vermehrt in die meist unter Naturschutz stehenden Standorte von *Juniperus communis* ein, was nicht verwundert, da sie auch in ihren Herkunftsländern u. a. an verschiedenen Wacholderarten lebt.

¹ Kurzfassung einer ausführlichen Veröffentlichung in „Entomologie heute 16: 117-140.“ Düsseldorf (2004), Vortrag auf der 7. Fachtagung des NABU-BFA Entomologie 2004 „Insekt und Pflanze“

Literatur

- ROSSEM, G. VAN, BURGER, H. C., & VAN DE BUND, C. F. (1968): Schadelijke insekten in 1965.-Verslagen en Mededelingen van de Plantenziektenkundige Dienst 143 (Jaarboek PD 1965/66), 62-72. Wageningen.
- WERNER, D. J. (2004): Verbreitung, Wirtspflanzenwechsel und Naturschutzaspekte bei Wanzen (Heteroptera) an Zypressengewächsen (Cupressaceae) in Deutschland.- Entomologie heute 16, 117-140. Düsseldorf.
-

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. DIETRICH J. WERNER, Universität zu Köln, Geographisches Institut,
Albert-Magnus-Platz, D-50923 Köln
E-Mail: dj.werner@uni-koeln.de

HANS-REINER SIMON, Gernsheim

Das Ökosystem Apfelbaumkrone im Spiegel seiner Raubarthropoden-Synusien

Das Motto zu diesem Monitoring-Projekt ist die Feststellung und „Arbeitshypothese“ von E. O. WILSON: „Man kann ein ganzes Leben auf einer Magellanschen Entdeckungsreise um den Stamm eines einzigen Baumes verbringen.“ (WILSON 1999) (S. 385).

Mit diesen Vorgaben lässt sich z. B. die Chronik eines Baumes schreiben, wie sie sich in seiner Arthropoden-Gemeinschaft widerspiegelt. Eine besondere Rolle soll hierbei den Raubarthropoden einschließlich ihrer Beutetiere zukommen.

Einführung

Dieser Beitrag untersucht ein ökologisches System und seine Komponenten. Die generelle Berechtigung, den Begriff „Ökosystem“ als reale Gegebenheit der Natur einzustufen, soll an einem typologisch gut umgrenzbaren Biotop und seiner Biozönose untersucht werden.

„Ein Ökosystem ist ein theoretisches Modell eines komplexen Gefüges aus BIOZÖNOSE und BIOTOP, in welchem die verschiedenen biotischen und abiotischen Faktoren wirken“ (MARTIN 2002).

Ökosysteme sind Produkte aus Biotopen und Biozönosen und umfassen in der Regel ausgedehnte Naturräume. Derartig definierte Modell-Systeme bemüht man sich in weitge-

hend naturbelassenen Landschaften zu finden. Ihre große Ausdehnung jedoch ist oft einer detaillierten Untersuchung nicht als Ganzheit, sondern nur eingeschränkt zugänglich. Als Beispiele seien genannt: der mitteleuropäische Laubwald, die afrikanische Savanne.

Diesem Problem der Ganzheit versucht man seit Jahren gerecht zu werden durch zunächst intensive definitorische Bemühungen, überschaubare Ökosysteme zu beschreiben, aufzusuchen und letztendlich in diesen möglichst umfassende Studien durchzuführen. Beispiele für diesen Forschungsansatz lieferten und liefern die Untersuchungen der Forschergruppen um TISCHLER (Kiel, Agrobiozönosen) und SCHAEFER (Göttingen, Bodenfauna in Laubwäldern).

Derartige Überlegungen bzw. Arbeitshypothesen zu solchen überschaubaren Ökosystemen führten zu der Annahme, dass beispielsweise auch eine Baumkrone, hier die Apfelbaumkrone als Biotop, ein solches Ökosystem sein könnte, wenn es in ein naturnahes Umfeld eingebettet ist.

Diese Voraussetzungen sind grundsätzlich für den beprobten Baum gegeben. Sie sollen überprüft und sowohl empirisch dokumentiert als auch analytisch diskutiert werden. Grundlage bilden die Ergebnisse einer Langzeitstudie mit einem Vorversuch 1998, dann ununterbro-

chen in den Jahren 1999 bis 2004. Es liegen folgende quantitative Grundlagen für die Beschreibung dieser Biozönose vor:

- 1200 Klopfrichter-Proben; diese erbrachten 42 000 gesammelte Arthropoden-Individuen mit
- etwa 350 Arten, davon eine Art neu für Deutschland (vgl. SIMON 2004a).

Einleitung

Eine übergeordnete Frage- und Problemstellung muss lauten: Welche System-Qualitäten der Biozönose lassen sich aus diesen quantitativen Ergebnissen ableiten?

Zunächst ergeben sich eindeutige Verläufe von Jahres- und jahreszeitlichem Auftreten der Arthropoden, die Hinweise zur Phänologie der 350 bis 400 Arten liefern. Dieser Fragenkomplex wird seit 1998 bearbeitet (vgl. Literatur SIMON 1999a bis SIMON & ZIMMERMANN 2002). Detaillierte Darstellungen sind z. Zt. jedoch nur für alle Collembolen-Arten und die Mehrzahl der Planipennia möglich. Die Parasitoide sind nach Familien und jahreszeitlichem Auftreten untersucht (vgl. ZIMMERMANN 2003).

Zur Bestimmung von Systemqualitäten werden die erhaltenen 42 000 Individuen sogenannte Gilden, also Nutznießern gleicher Ressourcen, vorzugsweise der Nahrung, zugeordnet und ihre Relationen/Korrelationen zueinander bestimmt. Damit sollten prinzipielle Dynamiken der Arthropoden-Zönose im Ökosystem „Apfelbaumkrone“ auffindbar sein.

Folgende Gilden-Gruppierungen haben sich für das untersuchte Habitat als ökologisch relevant und daher auch als praktikabel für Deskriptionen und evtl. auch Interpretationen erwiesen, nämlich

- Phytophage, die von der Primärproduktion abhängig sind (Blätter, Zweige, Äste, Blüten, Früchte, Pilze)
- Detritivore und Mikrophytophage sind abhängig von Rinde und Totholz und dem dort abgelagerten Detritus (Kotpartikel, Zerreibsel, Bakterien-Rasen), sowie Pilzhyphen, Algen, Flechten
- Prädatoren (räuberische Arthropoden) sind abhängig von Phytophagen und Detritivoren als Beute

- Parasitoide sind abhängig von Phytophagen, Detritivoren und teilweise von Prädatoren (Parasitoide von Spinnen) als Wirtorganismen.

Bis 2004 nur teilweise berücksichtigt wurden die

- Destruenten (Mikroben, Bodenpilze, Nematoden, Milben, Collembolen) in der Laubstreu (F (1), Förna) und der oberen Bodenschicht unter dem Apfelbaum. Diese Gilde ist maßgeblich beteiligt am Abbau des Falllaubes und seiner Umwandlung in Humusstufen. Von Bedeutung sind diese oberen Bodenschichten auch als Überwinterungsstätte für etliche Arthropoden der Krone.

Alle aufgeführten Gilden sind stark gebunden an abiotische Faktoren wie Temperatur, Sonnenstunden und Niederschlag. Diese häufig wechselnden dichteunabhängigen Größen sind einwandfrei als primäre Steuerungsgrößen der Populationsdynamik aller genannten Gildenpopulationen anzunehmen (SIMON 2004b) (S. 123).

Die weitere Beeinflussung der Populationsdynamik im Jahreslauf ist sodann den Antagonisten (Prädatoren und Parasitoiden) zuzuweisen. Eine methodische Konzentration auf die Gruppe der Prädatoren kann Hinweise zu deren Rolle im Ökosystem Apfelbaumkrone ergeben. Die ebenfalls beachtenswerten Parasitoide werden ausführlich von ZIMMERMANN (2003) untersucht.

Die spezielle Fragestellung in bezug auf die prädatatorischen Antagonisten von Phytophagen und Detritivoren/Mikrophytophagen lässt sich folgendermaßen formulieren:

Sind prädatatorische Arthropoden Regulatoren einer Zoozönose?

Zielvorgaben

In überschaubaren Ökosystemen, wie der Apfelbaumkrone, sollte sich die Regulation von Arthropoden-Populationen (einer speziellen Zoozönose) relativ eindeutig nachweisen lassen. Die trophischen Beziehungen unterschiedlicher systematischer Gruppen („Ordnungen,

Familien“) sind ein zentrales Thema der aktuellen ökologischen Forschung. Am Beispiel der Prädatoren und ihrer Hauptbeutegruppen in einem relativ geschlossenen Ökosystem wurde nach einer sechsjährigen Monitoring-Serie in den Jahren 1999 bis 2004 den Fragen der Populationsdynamik von Beute und Räubern sowie deren Relationen bzw. Korrelationen nachgegangen. Insbesondere soll versucht werden, Aussagen über die regulatorische Potenz von prädatoren Arthropoden der Baumkrone zu treffen. Eine grundsätzliche Frage schließlich ist die Diskussion um ein kleindimensioniertes „Ökosystem“, wie z. B. einer Apfelbaumkrone.

Material und Methoden

Der untersuchte Baum wurde an niederschlagsfreien Tagen mit einem Klopfrichter (PVC; 25 cm Durchmesser) besammelt. Das Sammelgefäß (Kunststoff, Höhe 8,5 cm; Durchmesser 7 cm) diente auch als Beobachtungsgefäß, um in Einzelfällen das Verhalten und die Nahrungsaufnahme der Prädatoren zu untersuchen. Alle gesammelten Arthropoden wurden tiefgefroren (-15 °C) und am folgenden Tag bestimmt (Collembolen bis zur Art), in der Regel jedoch den genannten vier Gilden zugeordnet.

Standort

Der Beobachtungsort Gernsheim liegt in der Oberrheinischen Tiefebene (92 m ü. NN) und gehört zu den wärmsten Regionen Deutschlands. Diese Feststellung lässt sich beschreiben mit Hilfe der Temperaturen, der Niederschläge und der Sonnenscheindauer. All diese abiotischen Faktoren sind wesentlich am Aufkommen der angetroffenen Arthropoden beteiligt.

Klima (nach Angaben des Regierungspräsidiums Darmstadt)

Das Hessische Ried (Süd-Hessen; Reg. Bezirk Darmstadt) gehört zu den wärmsten Klimazonen Deutschlands. Die durchschnittliche Jahrestemperatur beträgt 9,5 °C. Die Monatsmittel steigen von Januar (0 °C) bis zu 9 °C bis 10 °C im Frühling (April) und durchschnittlich auf 19 °C im Sommer (Juni, Juli, August).

Die Temperaturen im Beobachtungsgebiet weichen in der Regel von diesen Durchschnittswerten ab. Im Versuchsbaum direkt gemessene Werte erlauben folgende Aussagen:

Im Januar kann die Durchschnittstemperatur bis -1,8 °C betragen (im Plusbereich bis +2 °C). In den Monaten Februar und März +3,5 bis +8 °C. Im April ergibt sich eine Spanne von 4 °C bis 22 °C; im Juni, Juli und August von 10 °C bis 33 °C. Direkte Zusammenhänge zwischen Durchschnittstemperaturen und gesammelten Arthropoden sind deutlich ausgeprägt. In den Monaten Juni bis August bei Durchschnittstemperaturen, die immer über +19 °C lagen, wurden bis 2002 jeweils ± 6000 Individuen pro Monat gesammelt. Nicht nur die monatlichen Durchschnittstemperaturen, sondern auch die Sonneneinstrahlung und die Tageslänge waren für Arthropoden in den sechs Sammeljahren von entscheidender Bedeutung als abiotisches Umfeld.

In Südhessen beträgt die Anzahl der sommerlichen Sonnentage in der Regel etwa 40, die Temperaturen steigen dann auf über +25 °C an. Die jährlichen Sonnenscheinstunden liegen mit insgesamt durchschnittlich 1640 im obersten Bereich der westdeutschen Werte. Im „Gegenzug“ sind die Tage mit Niederschlag selten, so dass insgesamt nur 650 mm Niederschlag pro m² und Jahr gemessen werden.

Diese Klimafaktoren begünstigen eine lange Vegetationsperiode. Sie dauert im Mittel 170 Tage und wird definiert durch eine mittlere Tages-Temperatur über +10 °C.

Sammelzeit

Die Aufsammlungen wurden nur an niederschlagsfreien Tagen vorgenommen. Dies ist zwingend durch die Methode vorgegeben (s. unten). Die Daten entsprechen damit den für Arthropoden günstigen Tagen ohne Niederschlag, oft verbunden mit Sonnenschein. Von 1998 (Vorversuch) bis 2004 wurden in sechs Jahren mit 1200 Proben 42 000 Arthropoden erhalten. Diese Individuen wurden von maximal etwa 10 % der Baumkrone gesammelt, so dass im Jahresdurchschnitt etwa 30 000 bis maximal (?) 100 000 Arthropoden-Individuen in mindestens 350 Arten diese Apfelbaumkrone besiedelten. Für die gesamte Untersuchung

(1998 bis 2004) sind die Daten zu den Probenentnahmen in Tabelle 1 zusammengefasst.

In den Wintermonaten (Dezember bis Februar) wurden spezielle Erfassungsstrategien angewandt (vgl. Methoden).

Die meisten der insgesamt 1200 Proben wurden (witterungsbedingt) in den Sommermonaten (Juni bis August) genommen. Auf das Ausnahmejahr 2001 sei besonders hingewiesen: Der September war unterdurchschnittlich temperiert (+12,5 °C), mit zahlreichen Regentagen und 140 mm Niederschlag pro m². Im Gegensatz dazu standen die Monate August (+19,5 °C) mit 49 mm und Oktober (+13,3 °C) mit 59 mm. Im Oktober hatte sich das Wetter dann im Sinne eines Altweibersommers sehr günstig für die Probeentnahme entwickelt (126 Sonnenscheinstunden, gegenüber nur 90 Stunden im September). Sogar im November konnten an warmen und niederschlagsfreien Tagen noch interessante Sammelergebnisse erzielt

werden. Ein weiteres herausragendes Jahr war 2003 (Jahrhundertssommer) mit hohen Temperaturen und sehr geringen Niederschlägen (Einzelheiten vgl. SIMON 2003). In den Sammelergebnissen zeigt sich die Besonderheit dieses Sommers und wird entsprechend herausgestellt (vgl. Kap. Ergebnisse, Empirischer Teil). Ein Trend zur Annäherung an den langjährigen klimatischen Durchschnitt liegt evtl. für 2004 vor. Die relevanten Klimadaten im Überblick:

- Zehnjahresmittel (1990 bis 2000): +10 °C
- in der Baumkrone (1999 bis 2002): +12,3 °C
- in der Baumkrone (2003): +14,8 °C; Maximum im August +38 °C
- in der Baumkrone (2004): +13 °C.

Alle Temperaturdaten stellen Mittelwerte nach Probeentnahme-Jahren dar und beruhen auf 1100 Einzelmessungen. Auffällig ist besonders die jeweilige höhere mikroklimatische Temperatur in der Krone. Sie ist standortbedingt (vgl. auch Abb. 1).

Tabelle 1. Arthropoden nach Individuen-Abundanzen (Summen der Einzelfänge) der Beobachtungsjahre 1998 bis 2004.

Monate	Individuen 1998-2002	Individuen 2003	Individuen 2004	Summen 1998-2004
Januar	428	42	-	470
Februar	872	153	-	1025
März	667	32	4	703
April	1445	164	60	1669
Mai	3864	666	981	5511
Juni	5937	510	936	7383
Juli	6261	668	783	7712
August	6099	360	566	7025
September	4633	416	493	5542
Oktober	4063	454	547	5064
November	933	-	99	1032
Summen	35 202	3465	4469	43 136*

* Für 1998 wurden die Arthropoden nach Monaten eingeschlossen.

Da die Gesamtauswertung diesen Vorversuch nicht berücksichtigt, ergibt sich eine Endsumme von 43 136 - 714 (1998) = 42 422 Individuen.

Allgemein lässt sich formulieren: Das Auftreten der Arthropoden in der Apfelbaumkrone ist für viele Gruppen positiv korreliert mit der Sonneneinstrahlung, entsprechend den Monate Juni, Juli, August (SIMON 2004b). Der gleiche Modus des Vorkommens gilt für Parasitoide und Prädatoren sowie Phytophage. Detritivore/Mikrophytophage dagegen sind nach Tagen mit stattgefundenem Niederschlag am zahlreichsten im Kronenbereich vertreten. Dies ist sicherlich auf das dann attraktivere Nahrungsangebot (Bakterien, Algen, Pilzhyphen) zurückzuführen. Außerdem spielen die besondere Morphologie und Physiologie dieser Gruppe eine ausschlaggebende Rolle: Alle Angehörigen der Gruppe haben ein hohes Feuchtigkeitsbedürfnis, d. h. die relative Luftfeuchte sollte immer über 50 % liegen und ihnen damit ein günstiges abiotisches Umfeld bieten. Die Hauptgruppen wie Collembolen (Springschwänze) und Psocopteren (Rindenläuse) sind extrem „weichhäutig“ mit dünnschichtiger Cuticula, so dass eine rasche Austrocknung der Tiere eintreten kann, wenn die Werte für eine angenäherte optimale Feuchtigkeitsbedingung nicht erfüllt sind.

Methoden

Im Gegensatz zu den herkömmlichen Klopftrichtern (Gazebespannung; Rahmengröße ab 60 cm x 60 cm), die im Pflanzenschutz verwendet werden, wurde eine neue Methode eingeführt. Ausgangspunkt dazu war die bekannte unzureichende Erfassung von Kleinarthropoden (0,3 bis 1 mm Körpergröße), welche in der Gaze des Großtrichters hängen blieben und daher nicht in das Auffanggefäß darunter fielen. Daher kam ein Kunststofftrichter (25 cm Durchmesser) zum Einsatz. Er wurde unter zu besammelnde Zweige und Äste bis zu einer Höhe von 2,5 m gehalten, auf die mit einem ummantelten Stock geklopft wurde. Die glatte, trockene Fläche des Trichters ließ auch kleinste Arthropoden in das unter den Trichter gehaltene Sammelgefäß fallen. Nachteilig bei dieser Methode ist, dass Fluginsekten, insbesondere Lepidopteren, mühelos durch Wegfliegen entkommen können. Anschließend wurden alle Tiere des Sammelgefäßes gefriergetrocknet (bei -15 °C) und möglichst am folgenden Tag nach mikroskopischer Inspektion systemati-

schen Gruppen zugeordnet. Die Ergebnisse sind in Strichlisten dokumentiert, welche jeweils monatlich und anschließend jährlich kumuliert wurden. Auf dieser Grundlage sind entstanden: Monatsübersichten und die daraus abgeleiteten bzw. zugeordneten Mega-Gilden (Nahrungsgruppen i. w. S. als Prozentanteile der gesamten Arthropoden-Population der Apfelbaumkrone, Abb. 4: Gesamte Individuen-Abundanzen, Abb. 5: Nahrungsgruppen mit ihren relativen Werten).

Eine weitere Methodenveränderung ist die Anwendung einer sogenannten Intensivaufsammlung; d. h. über sechs Jahre hinweg wurde nur ein Baum untersucht und beprobt. Nach Wetterlage (kein Niederschlag) wurden etwa an jedem zweiten Tag des Monats, Ausnahmen sind Dezember und Januar, Tiere gesammelt, so dass im Monatsdurchschnitt eine beträchtliche Anzahl Arthropoden erhalten wurden (vgl. Tabelle 1). In Untersuchungen des Pflanzenschutzes dagegen (z. B. der Landesanstalt für Pflanzenschutz, Stuttgart) wurden bis zu 100 Apfelbäume untersucht; die Probeentnahme beschränkte sich jedoch auf ein bis zwei Aufsammlungen pro Monat.

In den Wintermonaten (Dezember bis Februar) wurden als Sammelmethode eingesetzt: Absuchen der Kartonummantelung des Stammes im Februar, die im November angebracht worden war, Abpinseln des Stammes, insbesondere Rindenspalten und Kleinhöhlen, Absaugen dieser Mikrohabitate mit einem Kleinststaubsauger (L 15 cm, B 5,5 cm, H 5,5 cm); Untersuchung des „Überwinterungskastens“ am Baum, eine mit Aststücken gefüllte, nach der Ostseite offene Holzkiste mit den Maßen: H 45 cm, B 28 cm, T 24 cm. Dieser Kasten wurde jeweils im Februar abgesammelt. Aus den beiden genannten Februarterminen ergibt sich dann auch eine Häufung der Individuenzahlen bestimmter überwinternder Apfelbaumarthropoden in diesem Monat.

Als Kontrolle der eigenen Untersuchung stand ein Referenz-Baum im Versuchsgarten des Institutes für biologischen Pflanzenschutz der Biologischen Bundesanstalt in Darmstadt zur Verfügung, dessen Daten und Aufsammlungen die hier gemachten Ergebnisse voll bestätigen (nach ausgewerteten Protokollen).

Der Apfelbaum (Übersichtsdaten vgl. Abb. 1).

Bei dem „beprobten“ Baum handelt es sich um einen ca. 45 Jahre alten Berlepsch-Hochstamm mit einer Gesamthöhe von 4,5 m. Die Höhe der Krone beträgt 3,45 m, der mittlere Durchmesser ca. 5 m. Das Volumen der Krone liegt bei 48 m³. In dieser enthalten sind ca. 80 m² Blattfläche (einseitig). Stamm, Rinde, Rindenspalten und Kleinhöhlen stellen weitere 5,6 m² an Mikrohabitaten. Totholz machte an Ästen einige Längenmeter aus (ca. 4 m) und hat ab 2001 auf 4,5 m zugenommen; dazu kommen noch in diesem Jahr neuerlich abgestorbene Zweige. Der Baum wird seit 40 Jahren mit keinerlei chemischen Mitteln behandelt.¹ - Der Standort ist in einem Gartengelände (ca. 5000 m²) mit gemischter Nutzung (Pflanzbeete, Hecken, naturnahe Wiesenflächen, Gemüsebeete, weitere Obstbäume wie Kirsche, Reineclauden, Birne; Beerenobst wird gestellt von Brombeere und Johannisbeere). Der Standort kann als Warminsel bezeichnet werden; die Besonnung beträgt im Sommer täglich bis 14 Stunden. Niederschläge bleiben oft wochenweise aus, so dass der leicht lehmige Boden dann Trockenrisse aufweist. Es lag in fast allen Jahren eine sehr regelmäßige Besonnung vor, besonders intensiv auf der Westseite, die auch den stärksten Anteil an Totholz aufwies und noch aufweist (Stand: August 2005). Die Klopftrichteraufsammlungen wurden stets an besonnten und schattigen Teilen der Krone vorgenommen, sowohl im Innen- als auch im Außenbereich sowie an abgestorbenen Zweigen und Ästen (Totholz). Der Blattflächenindex (Verhältnis der gesamten Blattoberfläche zur Bestandsgrundfläche) (NENTWIG et. al. 2004)

¹ Wie unvorhergesehene Einflüsse des chemischen Pflanzenschutzes auf Lebensgemeinschaften einwirken, wurde bereits 1962 durch die amerikanische Biologin Rachel CARSON (1907 bis 1964) eindringlich dargelegt: Der stumme Frühling. München, Biederstein. 355 S. – Besonders die Tötung von sogenannten Nützlingen, wie Marienkäfer, Florfliegen und Schlupfwespen brachte das ökologische Fließgleichgewicht von Beutetieren („Schädlingen“) und deren Gegenspielern aus den genannten Gruppen in ein Ungleichgewicht, so dass sich nach einer Begiftungsaktion die Schädlinge oft stärker vermehren konnten als vor dem Einsatz chemischer Mittel. Der chemische Pflanzenschutz war in solchen Fällen eindeutig „kontraproduktiv“.

veränderte sich von 3,5 im Jahre 1999 zu 0,87 im Jahre 2004.

Ergebnisse

Empirischer Teil

Auswahl und Darstellung der Beobachtungsreihen

In sechs Sammeljahren wurden folgende Datensätze generiert:

- 1200 Übersichten zu den gesammelten Arthropoden einschließlich der Angaben zu Temperatur und rel. Luftfeuchte
- 450 Harvard Chart XL Graphiken.

Die gesammelten Arthropoden werden mit ihrem Aufkommen mit absoluten Werten dargestellt. Die Annahme dabei ist, dass die Zahl der Proben derart umfangreich war, dass eine repräsentative Auswahl aus den Populationen und deren Abundanzen vorliegt. Zu Vergleichszwecken wurden in ausgewählten Beispielen die jeweiligen relativen Werte berechnet.

Die hier vorgestellte Untersuchung ist eine Auswahl besonders typischer, interpretationsfähiger Daten. In diesem Sinne wurde versucht, auch eine repräsentative Anzahl an Graphiken zu präsentieren.

Ein Gesamtüberblick soll die Synökologie der Apfelbaum-Arthropoden verdeutlichen, Einzelheiten zeigen zunächst die systematischen Gruppen und zwar auch als Grundlage zur Konstruktion von Gilden bzw. Mega-Gilden.

Alle Jahresaufkommen für Beute und Prädatoren erweisen die Abhängigkeit von jahresklimatischen Einflüssen; saisonale Übersichten zu den gleichen Gilden (Räuber: Beute) sollen einige populationsdynamische Abhängigkeiten demonstrieren.

Numerische Übersichten zur Synökologie der Baumkronen-Arthropoden

Alle demonstrierten Ergebnisse basieren auf dem genannten Kollektiv von 42 000 Individuen, die etwa 350 bis 400 Arten zuzuordnen sind.

Eine kumulierte Zusammenfassung der Sammelergebnisse nach Individuen der Jahre 1999 bis 2004 zeigt eine stark sigmoide Kurve. Ihre bestimmenden Elemente sind eine expo-

nentielle Zunahme der Sammelergebnisse von 1999 bis 2001, dann werden die Zuwächse geringer, so dass der Kapazitätsgrenzwert K ab 2004 erreicht sein dürfte (Abb. 2). Das heißt im Umkehrschluss, dass die Zunahme an Totholz ab Herbst 2002 und die Reduzierung der Blattmasse die Populationen begrenzen. Die Fangergebnisse sind zugleich ein Ausdruck günstiger Witterungsverhältnisse im Sinne von Sonneneinstrahlung, Wärmeentwicklung und (fehlendem) Niederschlag für die Arthropoden-Gemeinschaft der Krone. Die Monate Mai bis September der Serie 1999 bis 2004 ergeben die höchsten Individuenzahlen (durchgezogene Linie in Abb. 3). Eine Ausnahme ist der sogenannte „Jahrhundertsommer“ 2003: Bereits im April sind die Individuenzahlen erhöht. Dieses Aufkommen setzt sich fort bis Juli (Niederschläge fallen sporadisch), während der August 2003 fast ohne Niederschlag blieb, was eine starke Verminderung der Populationen nach sich zog (gestrichelte Linie in Abb. 3 und Tabelle 1, Spalte Individuen 2003); weitere Einzelheiten zu diesem „Jahrhundertsommer“ in SIMON 2004b). Im September dieses Jahres erfolgte dann eine Erhöhung der Populationsdichte, und zwar primär durch das Einwandern einer Collembolen-Art (*Isotoma arborea* LINNAEUS). Sie wird als Winterart bezeichnet, liebt Feuchtigkeit und bevorzugt niedrige Temperaturen (vgl. SIMON 2003b). Eine erste Übersicht zu allen Kronenraum-Arthropoden liefert die Zusammenfassung nach systematischen Gruppen (Abb. 4): Arthropoden-Ordnungen nach Aufkommen 1999 bis 2004. Dargestellt sind als Kreisdiagramm die Gesamtsummen der Gruppen nach ihren Individuen-Anteilen. Es ergibt sich nach Prozentanteilen, bezogen auf alle 42 000 Individuen, bis zum Grenzwert der angenommenen dominanten Gruppen (etwa 5 % der Individuen) folgende Rangfolge:

1. Homoptera (Pflanzensauger): 30,8 %
2. Collembola (Springschwänze): 16 %
3. Diptera (Zweiflügler): 8,1 %
4. Psocoptera (Rindenläuse): 7,7 %
5. Acarina (Milben): 7,6 %
6. Araneida (Spinnen): 6,5 %
7. Hymenoptera (Hautflügler): 6,1 %²
8. Coleoptera (Käfer): 5,7 %.

Mit dieser Rangliste erhalten wir einen Überblick zu den überwiegenden Beute- und Wirtsarthropoden, nämlich Homoptera, Collembola, Diptera und Psocoptera. Signifikante Prädatoren sind alle Araneida, Heteroptera, einige Diptera-Arten, Raubmilben sowie zoophage Coleoptera.

Die besonders zu beachtenden Zoophagen (Spinnen, Milben, Insekten) sind mit 23,2 % aller Individuen einzuordnen, und zwar mit 6 % Parasitoiden (2520 Tiere) und 17,2 % Prädatoren (7224 Tiere). Dieser letztgenannten Gruppe soll in dieser Untersuchung unser Hauptaugenmerk gelten und zwar nach ihrer synökologischen Bedeutung für die Biozönose, wie sie aus den Dynamiken ihrer Individuen-Abundanzen abgeleitet werden kann.

Die beiden umfangreichsten Mega-Gilden und damit die dominierende potentiellen Nahrungsressource der Prädatoren bilden die Phytophagen (48,5 %; entsprechend 20 370 Individuen) und die Detritivoren/Mikrophytophage (28,1 %; entsprechend 11 800 Individuen). Eine generelle Übersicht gibt Abb. 5.

Die Rangfolge der individuenstarken Prädatoren mit Abundanzwerten von 6,5 % bis 1,3 %:

Araneida mit 6,5 % entsprechen $n = 2770$ Individuen; Heteroptera 3 %, $n = 1258$; Planipennia 1,9 %, $n = 797$; Opilionida 1,3 %, $n = 534$; weitere Prädatoren 4,6 %, $n = 1930$ Tiere.

Alle Prozentwerte beziehen sich wiederum auf das Gesamtkollektiv von 42 000 Individuen (Abb. 6). Drei weitere synökologisch beachtenswerte Raubarthropoden-Gruppen wurden nach Familien erfasst, nämlich Chrysopidae mit $n = 666$ und 1,6 % sowie Coccinellidae mit $n = 258$ und 0,6 % der Individuen von 1999 bis 2004. Alle im Einzelnen genannten Prädatoren-Gruppen werden in ihrer saisonalen Populationsdynamik gesondert dargestellt und analytisch betrachtet.

² Über diese ökologisch und populationsdynamisch signifikante Gruppe wird gesondert berichtet, zusammenfassend bei ZIMMERMANN & SIMON 2005). Für die Apfelbaumkrone besonders relevant sind die Myrmecidae als Eiparasiten der Kleinzikaden (ZIMMERMANN 2003) (S. 36-37).

Jeder polyphage Prädator ist Antagonist (Gegenspieler) verschiedener Beutearten; Monophagie ist bei Raubarthropoden relativ selten. Sie liegt für etliche Coccinelliden-Arten vor (vgl. KLAUSNITZER 1997) (S. 110-112). Mehrheitlich wählen Räuber ihre Beute nach deren mehr oder weniger massenhaftem Vorkommen im Biotop aus. Nach dieser Hypothese müssten Phytophage (Blattsauger) wie Kleinzikaden (hauptsächlich Typhlocybini spp.) und Blattläuse (Mehlige Apfelblattlaus (*Dysaphis plantaginea* PASSERINI), Apfelgraslaus (*Rhopalosiphum insertum* (WALKER)) die signifikant herausragenden Beutetiere der Raubarthropoden sein.

Eine Überprüfung der vorliegenden Daten ergibt ein Bild, das diese Hypothese grundsätzlich bestätigt (s. weiter unten Trends).

Populationsdynamik dominanter Beutegruppen

Als dominante Beutegruppen können benannt werden Cicadina mit $n = 7995$, d. h. 19 % des Gesamtkollektivs der Individuen sowie Aphidina mit $n = 4125$ und 9,8 % aller Arthropoden der Zeitreihe 1999 – 2004 (Abb. 7).

Cicadina traten durchschnittlich mit 1333 Individuen p. a. auf. Über diesem Durchschnitt, mit bis zu 1168 Tieren (2000), liegen außerdem die Jahre 1999 und 2001.

Aphidina kamen vor mit durchschnittlich 688 Individuen p. a. Genau dem genannten Durchschnitt entspricht das Jahr 2000; darüber liegen die Jahre 2001 und besonders herausragend 2004 mit +1155 Individuen.

Beide Gruppen sind positiv korreliert von 1999 bis 2001 (Zunahme der Populationen), sowie von 2002 bis 2003 (Rückgang der Populationen). Diese Minderung ist primär auf die Zunahme von Totholz ab 2002 zurückzuführen. Stark negativ korreliert sind die Populationen im Jahre 2004: Ein Rückgang der Cicadina ist überlagert von einem starken Zuwachs der Blattlauspopulationen (Abb. 7). Die Auswirkungen dieser Dynamiken auf spezielle Blattlausprädatoren sollen am Beispiel der Coccinellidae demonstriert werden. Blattläuse sind für zahlreiche Arthropoden und Vögel bevorzugte

Beute. FRAZER (1988) nennt acht Arthropoden-Ordnungen als Blattlausräuber³.

Collembola sind der Mega-Gilde Detritivore/Mikrophytophage zuzuordnen. Ihre Nahrung besteht aus Bakterien- und Algenbelag, totem Holz und Kotballen; beobachtet wurde aber auch tierische Nahrung: Insekten-Eier, Tardigrada und Rotatoria (DUNGER 2003). Collembolen, primär flügellose Arthropoden, sind im Gesamtkollektiv mit 16 % ($n = 6762$ Tiere) vertreten und belegen damit Rang zwei im Rahmen der Mega-Gruppen (vgl. Abb. 4). In der Phase der Vollbelaubung des Baumes (1999 bis 2001) ist eine jeweils hohe Populationsdichte gegeben (Abb. 8). Sie geht jedoch drastisch zurück, nachdem ab Herbst 2002 der Totholzanteil permanent zunimmt. In Fütterungsversuchen zeigten sich Spinnen als Hauptfeinde der Collembolen, daneben aber auch Acarina, insbesondere Trombidiidae.

Collembola traten mit durchschnittlich 1127 Individuen p. a. auf; den generellen Verlauf der Populationsdynamik zeigt Abb. 8. Unter diesem Durchschnitt, mit einem Minus von 513 bis 688 Individuen, liegen die Jahre 1999, 2003 und 2004. Ein Plus weisen die Jahre 2000, 2001 und 2002 auf. Die Spanne reicht von +4 Tieren (2002) bis +1174 Exemplaren in 2001.

Psocoptera (Rindenläuse) bilden evtl. eine Nischenäquivalenz mit/zu den Collembolen. Ihr Vorkommen in allen Beobachtungsjahren ist mit 7,7 % bemerkenswert hoch und weist auf den Habitat-Typus „chemisch unbehandelter Baum“ hin. Da sich Rindenläuse von Pilzhyphen, Flechten und Algen sowie Rost-, Russ- und Schimmelpilzen ernähren (GÜNTHER 2003), tragen sie zum Niederhalten dieser für den Baum oft lästigen bis schädlichen Bewohner bei. Sie gehören zur gleichen Mega-Gilde wie die Collembolen (Detritivore/Mikrophytophage). In allen Beobachtungsjahren sind sie vertreten, und zwar:

³ Es handelt sich um Coleoptera (vier Familien), Diptera (fünf Familien), Hymenoptera (drei Familien), Neuroptera/Planipennia (drei Familien), Heteroptera (sieben Familien), Araneida, Acari, Opiliones und Aves.

- 1999: 305 Individuen
- 2000: 580
- 2001: 1209
- 2002: 569
- 2003: 64
- 2004: 522.

Der Jahresdurchschnitt liegt bei 540 Psocoptera-Individuen. Diesem Wert entsprechen etwa die Jahre 2000, 2002 und 2004. Weit darunter liegen die Jahre 1999, und ganz besonders das „Hitze- und Trockenjahr“ 2003 mit nur 64 Tieren. Außergewöhnlich hoch sind die Werte für 2001 mit 1200 Tieren. Dieses Jahr war niederschlagsreich und wies niedere Temperaturen auf (vgl. oben die Ausführungen im Abschnitt Sammelzeit).

Saisonale Populationsdynamik

Eine Untersuchung nach saisonaler Populationsdynamik in den sechs Untersuchungsjahren fasst die biocönotisch relevanten Individuen-Abundanzen für die jeweilige Gruppe zusammen.

Cicadina:

In den Monaten Juni bis September steht diese blattsaugende Beutegruppe 1999 bis 2003 in hoher Abundanz den Prädatoren zur Verfügung. Im Jahre 2004 sinkt die Abundanz dagegen auf 10 bis ca. 50 % der Werte von 2003 (Abb. 9). Zikaden sind Beutetiere von Spinnen, Raubwanzen, Ameisen und Vögeln (BIEDERMANN & NIEDRINGHAUS 2004 S. 6). Opiliona sind ebenfalls Zikadenräuber, wie durch eigene Fütterungsversuche ermittelt wurde. Der Einfluss von Feinden oder Parasiten auf die Populationsdynamik von Zikaden ist weitgehend ungeklärt, dürfte aber stellenweise erheblich sein (BIEDERMANN & NIEDRINGHAUS 2004) (S. 4).

Aphidina:

Diese ebenfalls blattsaugende Gruppe wird geprägt durch das massenhafte Auftreten der Apfelgraslaus *Rhopalosiphum* in den Monaten April bis Juli sowie in geringer Populationsdichte im Oktober. Von Juli bis September erfolgt die Abwanderung aus der Krone in die Grasschicht unterhalb des Baumes (Abb. 10). Die Auswirkungen dieser Dynamiken auf spe-

zielle Blattlausprädatoren lassen sich am Beispiel der Coccinellidae demonstrieren (vgl. Populationsdynamik subdominanter Prädatoren).

Collembola:

Die saisonale Populationsdynamik in den Beobachtungsjahren ist geprägt durch die Überwinterungsphase, die Frühjahrs- und Sommergenerationen sowie eine verstärkte Zuwanderung von Überwinterungsgästen. In hohen Individuenzahlen tritt hierbei *Isotoma arborea* (LINNAEUS) in Erscheinung (Abb. 11). Dieses Auftreten war besonders auffällig im sogenannten „Jahrhundertssommer“ 2003 (SIMON 2003b).

Psocoptera:

Die Monate mit starkem Auftreten von Psocoptera liegen im Bereich Juni bis Oktober, wiederum mit dem Ausnahmejahr 2001, in welchem noch im November 136 Staubläuse gesammelt wurden.

Damit stehen durch diese dominanten Beutegruppen vier saisonal geprägte Nahrungsmodelle für Prädatoren bereit:

1. Ganzjährig hohe Populationsdichte, Spitzen in den Herbst- und Wintermonaten (Oktober bis März): Collembola
2. Hohe Populationsdichten im Frühjahr und Frühsommer; mit einer kleinen Spitze im Herbst: Aphidina
3. Populationsdichte hoch von Mai bis September: Cicadina
4. Starke Populationen Juni bis Oktober/November: Psocoptera.

Diese Nahrungsressourcen stehen zahlreichen Prädatoren zur Verfügung, die nach ihrer Abundanz in der Untersuchungsreihe 1999 bis 2004 als dominant bzw. subdominant vorgestellt werden.

Populationsdynamik dominanter Prädatoren nach Beobachtungsjahren und -monaten

Unter dominant verstanden seien alle Prädatoren mit über 3 % der Individuen aus dem Gesamtkollektiv.

Araneida:

Regelmäßig sind die Spinnenfamilien Philodromidae, Argiopidae, Dictynidae und Theridiidae vertreten. Artenmäßig erfasst wurden lediglich die Tetragnathidae (Streckerspinnen), da sie relativ einfach systematisch einzuordnen sind. Alle anderen Gruppen sollen in den nächsten Jahren noch bearbeitet werden.

In allen Beobachtungsjahren bilden die 2770 Individuen der zoophagen Araneida einen relativ gleichmäßigen Anteil der Gesamtfauuna der Krone (Abb.12). Die Individuen-Abundanz beläuft sich auf jährlich 3,9 bis 9,4 % der Arthropoden. Der Durchschnitt beträgt 7 % aller Individuen. Mehr als zwei Prozentpunkte darüber betragen die Anteile im Jahr 1999 und 2003; 2 Prozentpunkte unter Durchschnitt zeigt das Jahr 2001, noch stärker unter Durchschnitt ist mit minus 3 % das Beobachtungsjahr 2004 einzuordnen.

Die monatlichen Werte der Individuen-Abundanz liegt mit Spitzenwerten von bis zu 186 Tieren in den Monaten Juni bis September (Abb. 13). Im Jahresverlauf zeigen sich folgende Individuen-Abundanzen:

- Januar bis März: 30 bis 45 Tiere,
- April bis Juni: 140 bis 250 Tiere,
- Juli bis September: 430 bis 740 Tiere,
- Oktober bis November: 6 bis 215 Tiere.

Die Werte für Dezember werden den „Überwinterungsmonaten“ Januar und Februar zugerechnet. Die phytosugen Aphidina und Cicadina bilden ein reichliches Nahrungsreservoir in den Frühjahrs- und Frühsommer-Monaten bis in den beginnenden Herbst hinein.

In allen Monaten stehen Collembolen als Beutetiere zur Verfügung, was besonders die Überwinterungschancen der auch in der kalten Jahreszeit aktiven Araneida unterstützt.

Heteroptera

Von dieser Ordnung werden in der hier zunächst verfolgten Untersuchungsrichtung nur die prädatorischen Gruppen berücksichtigt. Die gesammelten 1258 Individuen (entsprechend 3 % des Gesamtkollektivs) repräsentieren sieben Familien mit etwa 27 Arten. Die Bedeutung der Miridae, Nabidae und Anthocoridae als

Prädatoren im Kronenbereich von Apfelbäumen ist hinreichend bekannt (FAUVEL 1999). Sie sind insbesondere als Aphidenräuber anzusehen. Andere Kleinarthropoden sind ebenfalls Beutetiere, speziell Milben, Collembolen und Psyllidae.

In den Beobachtungsjahren 1999 bis 2004 bilden die Heteroptera einen Anteil von durchschnittlich 3 % der Arthropodenfauna (siehe oben). Unter diesem Mittelwert liegen die Jahre 1999 bis 2001 mit 2 bis 2,8 %; deutlich ausgeprägt über 3 % liegen die Abundanzwerte von 2002 bis 2004 mit 3,7 bis 3,9 % der jeweiligen jährlichen Gesamtzahl der Arthropoden (Abb.14). Die Abundanzen zeigen Spitzenwerte in den Monaten Mai bis August, mit einem Maximum im Juli 2001 mit 99 Individuen (Abb. 15). Die Individuenzahlen im Jahresverlauf:

- Januar bis März: 1 bis 40 Tiere,
- Mai bis August: 12 bis 99 Tiere,
- September bis November: 1 bis 19 Tiere.

Damit sind auch die Heteroptera als eine signifikante Prädatoren-Gruppe mit saisonalen Aktivitätsspitzen im Frühsommer/Sommer einzustufen.

Populationsdynamik subdominanter Prädatoren

Unter subdominant sollen alle Prädatoren verstanden werden, die weniger als 2,9 % der Individuen zum Gesamtkollektiv beitragen.

In der Baumkrone sind weitere zahlenmäßig zwar geringer auftretende, jedoch synökologisch beachtenswerte Prädatoren-Gruppen vertreten. Sie werden in der (absteigenden) Reihenfolge ihrer Individuen-Abundanz besprochen. Es handelt sich um Planipennia (n = 1130 Tiere, 2,7 % des Gesamtkollektivs von 42 000 Individuen); Acarina: Trombidiidae (n = 548, 1,3 %), Opilionida (n = 534, 1,3 %); Coleoptera: Coccinellidae (n = 258, 0,6 %).

Planipennia

In dieser Ordnung sind regelmäßig in der Krone nachweisbar: Chrysopidae mit 666 Individuen (59 % des Gesamtkollektivs von 1130 Planipennia); Coniopterygidae (359 Indivi-

duen, 32 %) und Hemerobiidae (105 Individuen, 9,3 %).

Eine Auswertung auf Art-Niveau bis zum Jahre 2002 liegt vor (GÜSTEN 2003). Auch diese Gruppe war mit erstaunlich großer Artenzahl vertreten: „Achtzehn Arten von Netzflüglern wurden festgestellt. Zahlenmäßig dominieren deutlich die Arten des *Chrysoperla carnea*-Komplexes (Chrysopidae). Alle drei aus Deutschland bekannten Arten aus dieser Gruppe, die erst seit kurzer Zeit differenziert werden können, wurden nachgewiesen“.

Die Populationen der genannten Familien entwickelten sich in Abhängigkeit zur Vollbelebung bis 2002 auf relativ hohem, stabilem Niveau (Chrysopidae). Die Abundanzen der Coniopterygidae und Hemerobiidae liegen meist unter diesem Niveau. Besonders drastisch ist der Rückgang der Individuen-Anteile aller drei Familien in Folge des heißen und niederschlagsarmen Sommers 2003 (vgl. Abb. 16).

Die jahreszeitliche Verteilung der Chrysopidae weist Maxima im Juli und August auf, ebenso die der Coniopterygidae. Eine Aussage zum saisonalen Auftreten der Hemerobiidae lässt sich nicht treffen, da zu wenig Tiere vorliegen (insgesamt in sechs Jahren lediglich 105 Tiere).

Acarina: Trombidiidae

Die Acarina-Familie der Samtmilben (Trombidiidae) ist regelmäßig in allen Beobachtungsjahren aufgetreten. Ihr Anteil am Gesamtkollektiv (letzte Spalte in Tabelle 3) liegt bei 1,3 %, entsprechend 548 Individuen. Die Individuen-Abundanzen liegen bei 0,88 % (2001) bis 3 % (2002). In den Folgejahren 2003 und 2004 ist eine niedere Abundanz festzustellen, nämlich mit nur noch 1,36 bzw. 1,28 %. Die durchschnittliche Populationsdichte beträgt 91 Individuen p. a. Deutlich im Plus sind die Jahre 2000, 2001 und herausragend 2002 mit 169 Individuen. Im Trockensommer 2003 wurden nur 47 Tiere erhalten. Das Jahr 2004 zeigt eine leichte Zunahme auf 57 Individuen.

Bei diesen roten Samtmilben handelt es sich um die Art *Trombidium holosericeum* LINNAEUS. Sie ist als Collembolenräuber und als Aphiden-Antagonist bekannt. Das Monatsaufkommen ist im Juni und Juli jeweils am höchsten (150 bis

160 Tiere). Überwinternde juvenile Tiere wurden nur in einem Exemplar gefunden (Februar 2000).

Opilionida (Weberknechte)

Diese „Spinnentiere“ (*Phalangium opilio* LINNAEUS) sind allgemein häufig und als Kulturfolger auch in Obstanlagen vertreten. Die 534 erhaltenen Exemplare entsprechen 1,3 % des Gesamtkollektivs. Ihre Individuen-Abundanzen nach Prozentwerten des jeweiligen Jahresaufkommens sind mit denen der Araneida positiv korreliert (Tabelle 2).

Damit wird deutlich, dass beide Gruppen im heißen und niederschlagsarmen Sommer 2003 mit relativ hohen Individuen-Abundanzen vertreten waren. Im Folgejahr 2004 fallen beide Ordnungen mit ihren Individuen-Abundanzen (nach absoluten Werten) zurück auf 42 % der Araneida und 33 % der Opilionida. Die monatlichen, saisonalen Aufkommen der Opilionida folgen dem allgemeinen saisonalen Muster der Arthropoden insgesamt. Monatliche Maxima in den Beobachtungsjahren liegen bei 16 bis 44 Tieren im Juli und August, dann folgen niedrigere Werte für September mit vier bis 16 Tieren und Oktober mit nur einem bis 11 Individuen. Im November wurden einzelne (ein bis vier) Exemplare beobachtet.

Die Tiere ernähren sich von Kleinarthropoden der Baumkrone, wie Collembolen und

Tabelle 2. Individuenabundanzen nach Prozentwerten des jeweiligen Jahresaufkommens von Araneida und Opilionida.

Jahr	Araneida	Opilionida
1999	9,4 %	1,9 %
2000	6,25 %	1,2 %
2001	4,6 %	0,9 %
2002	8,4 %	1,2 %
2003	9,2 %	2,1 %
2004	3,9 %	0,7 %

Kleinzikaden (Typhlocybini spp.). Letztere wurden im Beobachtungsgefäß innerhalb von drei Tagen eliminiert (fünf Kleinzikaden, drei Opilionida).

Coleoptera: Coccinellidae

Marienkäfer sind als ausgesprochene „Nützlinge“ einzustufen, die auch gezüchtet werden, um durch Freisetzen z. B. Schildläuse zu bekämpfen. Bekannt geworden ist besonders die australische Art *Rodolia cardinalis*, die aus Australien nach Kalifornien eingeführt wurde und dort sehr erfolgreich die Zitrus Schildlaus *Icerya* niederhielt (vgl. HAGEN & FRANZ 1973).

In sechs Beobachtungsjahren sind Coleopteren (vorwiegend Chrysomelidae, Curculionidae, Ipidae; einzelne Individuen prädatorischer Staphylinidae) mit insgesamt 2400 Individuen vertreten (5,7 % des Gesamtkollektivs). Innerhalb der Coleopteren-Synusie traten Coccinellidae mit 258 Individuen (10,7 %) auf. Die Maxima der Individuen-Abundanz lagen in allen Beobachtungsjahren in den Monaten Juni und Juli (Abb. 17). Einen Überblick zu allen sechs Beobachtungsjahren gibt Abb. 18. Auffällig ist besonders der Rückgang der Individuenzahlen im Trockenjahr 2003 sowie die relative Erholung der Populationen 2004. Was sind die Ursachen für diese ausgeprägte Zunahme der Coccinelliden-Population der Krone?

Die Nahrungsgrundlage der determinierten Arten bestehen aus Blattläusen (10 Arten); lediglich *Halyzia sedecimguttata* (LINNAEUS) ernährt sich von Pilzhyphen und -mycelien (KLAUSNITZER 1997). Die Zunahme der Individuenzahlen in 2004 ist gekoppelt an die ebenfalls starke Zunahme der Aphidina in der Baumkrone (vgl. Abb. 7, Aphidina). Der Prädatoren folgt seiner Beute und erholt sich damit in seinem Bestand. Hier liegt eine exemplarische Räuber-Beutebeziehung vor.

Analytischer Teil Räuber-Beute-Relationen

Die Chronik eines Baumes, hier *Malus* (Sorte Berlepsch), bietet einen Einblick in das komplexe Gefüge eines überschaubaren Ökosystems. Akzeptiert man diese Grundthese, dann lassen sich besonders im Rahmen einer vergleichenden Betrachtung der Gross-Gilden (Mega-

Gilden), Tendenzen bzw. kalkulierbare populationsdynamische Trends demonstrieren.

Bereits vorliegende Ergebnisse (SIMON 2004b) zeigen, wie auch im einzelnen begründet werden konnte, eine primär witterungsgeussteuerte Populationsdynamik der Beutearthropoden, die systembedingt eine steuernde Funktion für weitere Arthropoden-Gruppen übernimmt, d. h. auch und besonders für die ausgewählten Prädatoren-Gruppen (SIMON 2003b, 2004b). Daher ist deren Einfluss auf z. B. Aphidina und Cicadina schwer abzuschätzen. Beispiele aus der Populationsdynamik der Coccinellidae lassen deren Einfluss auf Aphidina jedoch als sehr wahrscheinlich annehmen. Es bleibt aber noch unklar, wie die Abwanderung der Aphidina (Apfelgraslaus, *Rhopalosiphum insertum*) in Bodenschichten in den Sommermonaten eine Dezimierung durch Raubarthropoden „vortäuscht“. Hier sind noch weitere Untersuchungen notwendig. Diese müssen dann auch konsequenterweise die Parasitoide einbeziehen. Vorarbeiten sind bereits angelaufen (ZIMMERMANN & SIMON 2005, weiterer Artikel im Druck).

Die generelle Problematik von Relationen der ermittelten Räuber zu ihrer Beute lassen sich in einigen Regelsätzen zusammenfassen:

Ein vermuteter oder nachgewiesener Räuber-Beutezyklus als Grundlage und Ausdruck eines Räuber-Beute-Modells sollte folgende Abhängigkeiten erkennen lassen:

1. Die Beutezahl steigt, die Räuberzahl steigt;
2. Hohe Räuberzahl, Rückgang der Beute;
3. Beutezahl fällt, Rückgang der Räuber;
4. Geringe Räuberzahl, Beute nimmt zu (SCHAEFER 2003).

Welche dieser Thesen treffen für unsere Beobachtungsreihen zu?

Aus den Originalprotokollen und SIMON (2004) lassen sich gewisse Populationsdynamiken ableiten:

1. Steigende Werte für Räuber und Beute: Nach Individuenwerten zu beobachten in den Monaten Januar bis August 1999, Januar bis Juli 2001 sowie für das gesamte Jahr 2002.

2. Hohe Räuberzahl; Minderung der Beute. Selten direkt nachweisbar, da evtl. durch Temperaturverlauf und saisonal bedingte Dynamiken der Beute vorgetäuscht.
3. Beutezahl fällt; Rückgang der Räuber: Gilt für die Monate August bis Oktober 1999 und August bis Oktober 2002 sowie November 2004.
4. Räuberzahl gering; Beute nimmt zu: Gilt für die Monate Januar bis Oktober 2000, Oktober 2001, August bis Oktober 2003, September und Oktober 2004.

Diese Fakten vermitteln ein uneinheitliches Bild für die genannten Beobachtungsjahre. Die Temperatureinflüsse überwiegen offensichtlich bei der Steuerung und damit Regulation der Populationsdynamik der Baumkronen-Arthropoden. Ein generelles Beispiel bringt Abb. 3 und der Abschnitt „Klima“. Diese abiotischen Abhängigkeiten sind m. E. ein Hauptargument, weshalb ein gut begründetes und mathematisch gestütztes Räuber-Beute-Modell aus diesen Daten vorläufig noch nicht abgeleitet werden kann.

Auf diese Problematiken der statistischen Berechnung der Räuber-Beute-Relationen wird in der Literatur schon seit Jahrzehnten hingewiesen. Beachtenswerte Grundprinzipien steuert z. B. JERMY (1956) bei. Nach seinen Erfahrungen in der angewandten Entomologie mit Schadinsekten und deren Gegenspielern formuliert er: „Es ist ohne weiteres einleuchtend, dass die statistische Bearbeitung quantitativer Sammelergebnisse nur Aufschlüsse über die Verteilung der Populationen in Raum und Zeit, also zur Feststellung der Gesetzmäßigkeiten der Koexistenz geben kann“. In diesem Sinne äußert sich auch noch TISCHLER (1980). Hier wird jedoch die dichteabhängige Wirkung von Prädatoren m. E. etwas überbetont: „wirtsspezifische Feinde (sind) vorwiegend dichteabhängig und daher regulativ“. In der aktuellen Diskussion werden diesem Komplex unzählige Einzeluntersuchungen gewidmet, die oft ein zwiespältiges Gefühl hinterlassen.

Sehr pointiert fasst MARTIN (2002) dieses Dilemma der Empirie und Theorie von Beute-Prädatoren-Beziehungen zusammen: „Die ökologische Bedeutung der Prädatoren/Beute-Verhält-

nisse ist ... genauso schwierig zu bewerten wie die unterschiedlichen Beziehungen, die in Biozönosen zwischen dem Verknüpfungsgrad und der Artenzahl gefunden wurden. Insgesamt ist zu bezweifeln, dass die Analyse von Nahrungsnetzen mit dem Ziel, grundlegende Muster in Biozönosen aufzudecken, einen zukunftsweisenden Ansatz darstellt“. Dem möchte ich nichts hinzufügen, sondern dieser Feststellung nach eigenen Erfahrungswerten eher zustimmen.

Nahezu „prophetisch“ lauten die Merksätze bei BEGON et al. (1998) zur Populationsdynamik der Prädation (249 ff.). Zusammenfassend lassen sich folgende Merksätze herausstellen:

- Prädation kann sich auf die Populationsdynamik der Beute auswirken oder nicht auswirken
- Räuberpopulationen reagieren nicht unbedingt auf Abundanzschwankungen der Beute
- Trotz grundlegender Tendenzen zu Räuber-Beutezyklen müssen solche in der Natur nicht erkennbar sein und dürfen auch nicht erwartet werden
- Verzögerte Dichteabhängigkeit ist der verzögerte Effekt eines Räubers auf eine Beutepopulation
- Diese verzögerten Effekte lassen sich nur schwer nachweisen
- Verzögerte Dichteabhängigkeit kann regulierend wirken, braucht aber nicht stabilisierend zu wirken.

Mit diesen Aussagen ist ein Großteil des Dilemmas benannt, das auch für die Populationen der Krone gilt:

Der Effekt der Prädatoren auf die Beutepopulationen ist nur indirekt erfahrbare; statistische Prüfungen sind daher nicht möglich. Gewisse Beobachtungswerte deuten jedoch auf einen solchen Effekt hin, insbesondere das verstärkte Auftreten der Coccinellidae nach einem vermehrten Blattlausbefall spricht für die Hypothese der verzögerten Dichteabhängigkeit. Die Frage nach dem messbaren Einfluss der Raubarthropoden auf die Gilden der Phytophagen und Detritivoren/Mikrophytophagen muss vorläufig noch unbeantwortet bleiben.

Trends der Populationsdynamik der Prädatoren und ihrer Beute

Es sei jedoch der Versuch gewagt, die erfassten Gilden in ihren Tendenzen (als Trends) in der Zeitreihe 1999 bis 2004 zu dokumentieren. Als einer biozönotischen Interpretation zugänglichen Gruppierung seien wiederum die Megagilden der Krone ausgewählt. Nach Jahren geordnet und vier Gilden zugewiesen, ergibt sich ein populationsdynamisches Muster, das eine Tendenz zu einer gewissen Stabilität zeigt (Abb. 19). Alle Gilden erweisen sich in dieser Zeitreihe nämlich dann als annähernd stabil, wenn man ihre relativen Individuen-Anteile betrachtet. Dies gilt allerdings in geringerem Maße für die Gilde der Phytophagen. Sie ist mit 55 % bzw. nahezu 54 % in den Jahren 1999 und 2004 vertreten. Diese Populationsstärke wird unterstützt durch die vollständige Belaubung (1999) bzw. geht zurück auf das Massenaufreten der Aphidina in 2004 (vgl. Abb. 19, erste und letzte Säule sowie Tabelle 3). Legt man diese Daten zugrunde, lassen sich analog einer linearen Regression typische Trends kalkulieren (mit Harvard XL). Diese beschreiben die Populationsdynamiken, wie sie in eine Chronik dieses Baumes einzupassen sind. (Abb. 20). Die errechneten Trends lassen sich populationsdynamisch interpretieren als

- Abnehmend für Phytophage (Ursache: Rückgang der Belaubung)
- Zunehmend für Detritivore/Mikrophytophage (Ursache: Zunahme von Totholz)
- Leicht abnehmend für Prädatoren (Abnahme von Phytophagen als Beute?)
- Sehr leicht abnehmend für Parasitoide (Interpretation noch nicht möglich).

Mit diesem Modell liegt für die Apfelbaumkrone als Kombination von Biotop und Biozönose eine zunächst deskriptive, aber doch hinreichende Charakterisierung als überschaubares Ökosystem vor. Derartige Konstruktionen werden in der ökologischen Literatur kritisch diskutiert. Ein Beispiel für viele sei nach NENTWIG et al. (2004: 108) gegeben: „Es ist daher derzeit noch nicht völlig klar, ob in realen Populationen überhaupt mit einer chaotischen Dynamik zu rechnen ist. Viele Methoden für die Analyse der Zeitreihen benötigen nämlich Zeitreihen über lange Zeiträume und von hoher Präzision. Diese sind in der Ökologie selten“. Was die Analyse der hier vorgestellten Zeitreihen von 1999 bis 2004 betrifft, steht auch deren Interpretation noch am Anfang weiterführender Überlegungen. Doch muss festgehalten werden, dass die Raubarthropoden der Krone nicht als absolute Regulatoren dieser Zoozönose aufgefasst werden können.

Tabelle 3. Relationen der Mega-Gilden nach Prozentwerten im Verhältnis zum Gesamtaufkommen der Arthropoden (N). Auf diese Spalte beziehen sich alle Prozentangaben in Jahreszusammenfassungen (vgl. besonders Abb. 19).

Jahr	Phytophage	Detritivore	Parasitoide	Prädatoren	Summen (%)	N Arthropoden
1999	55,2	19,0	3,95	21,0	99	6166
2000	46,4	30,1	6,1	17,4	100	11253
2001	46,2	34,9	5,2	13,7	100	11391
2002	34,9	45,3	4,1	15,8	100	5652
2003	45,9	25,7	6,7	21,8	100	3459
2004	53,6	28,4	2,8	14,7	99,5	4367
Summe						42288

Ökologische Zahlenpyramide

Die gewonnenen Daten zu Anzahl und der separat ermittelten Körpergröße der gesammelten Arthropoden sollten den Gesetzen einer numerischen ökologischen Zahlenpyramide nach Charles ELTON (1900 bis 1991) entsprechen. Dieser Pionier der Ökologie weist bereits 1927 (S. 69-70) auf die Regel der „numerischen Pyramide“ hin. Diese besagt, dass eine Beziehung zwischen der Körpergröße und der Arten- bzw. Individuenzahl in einem Ökosystem besteht. Für die Apfelbaumkrone wurden diese Verhältnisse durch Auswertung der Körpergröße und der Anzahl der Tiere pro Klasse von 24 500 Individuen untersucht (Abb. 21, Daten aus SIMON 2003a, S. 16). Das Ergebnis ist eindeutig: Es überwiegen mit 56 % Mikro- und Makroarthropoden wie Milben, Collembolen und Psocopteren (Abb. 21, unteres Segment = 13 729 Individuen). Diese Populationen weisen auf einen nicht mit Bioziden behandelten Baum hin, der reichlich Totholz aufzeigt. Der Top-Prädator in der Pyramide, die Kohlmeise *Parus major* L., ist mit nur drei Individuen (Maximum) und lediglich 0,012 % des untersuchten Individuen-Kollektivs vertreten. Ob durch diese Kohlmeisen auch eine Top-Down-Kontrolle der weiter aufgeführten Größenklassen (0,2 bis 25 mm) erfolgt, muss speziellen Untersuchungen vorbehalten bleiben. Durch eine erneute Untersuchung und Verteilung der Größenklassen der ökologischen Pyramide (Abb. 21) wurden diese eingepasst in ein sogenanntes r-K-Kontinuum (NENTWIG et al. 2004) (S. 98). Dabei wurde für die Krone durch die Zuordnung von 33 872 Tieren nachgewiesen (SIMON 2004b) (S. 116), dass „Bis zur Größe von 2 mm finden sich 44 % der Baumkronenbewohner; bis 3 mm sind es 28,5 %; bis 8 mm 26,2 %; bis 20 mm 1,14 %; bis 25 mm 0,05 % und schließlich Kohlmeisen mit 0,009 %. Ein deutliches Überwiegen der Kleinformen bis 3 mm mit insgesamt 72,5 % der Individuen ist damit dokumentiert. Diese Verhältnisse bilden eine relativ statische Situation in der Apfelbaumkrone ab. Sie führen hin zu einem weiteren ökologischen Prinzip, nämlich dem der Kapazitätsnutzung eines Habitats.

Die Kleinformen mit der Körpergröße bis 2 mm treten meist in mehreren Generationen

im Laufe der Vegetationsperiode auf, sie sind r-Strategen, d. h. reproduktionsorientiert.

Dieser ökologisch bedeutsame Morphotypus ist damit in der Lage, kontinuierlich zahlreiche Mikrohabitate zu besiedeln. Dieses Prinzip gilt nicht nur für Land-Ökosysteme, sondern auch im Süßwasser.

Einen gewissen Gegensatz zu diesem r-Strategen bildet der K-Strategie, der für die Kapazitätsausschöpfung steht. Im Falle der Apfelbaumkrone bedeutet dies, dass nur eine bis drei Kohlmeisen genügend ergänzende (?) Nahrung finden. Die Kapazität des Habitats ist damit für diese Art ernährungsökologisch ausgeschöpft.“

Diskussion

Die Chronik eines Baumes zeigt sich am untersuchten Objekt durch eine spezielle Sukzession besonders geprägt, nämlich durch zunehmendes Auftreten von Detritivoren/Mikrophytophagen, das einem zunehmenden Totholzanteil (2004 bis etwa 55 % der Krone) zuzuschreiben ist. Der verstärkte Totholzanteil führt zu verminderten Ergebnissen bei den Aufsammlungen. In 2004 treten infolge dieser Entwicklung Scolytidae und Cerambycidae auf, darunter auch der kleine Heldbock *Cerambyx scopolii* FUESSLIN. Diese Entwicklung lässt sich generell auch quantitativ durch eine sich verringernde durchschnittliche Ausbeute je Probe demonstrieren. In den Sammelfahren 1999 bis 2002 wurden 35 Tiere je Probe erhalten; im „Jahrhundert-Sommer-Jahr“ 2003 waren es lediglich 24 Individuen. Dieses Ergebnis wurde 2004 mit einem Mittelwert von 48 Tieren je Probe weit übertroffen. Die erhöhte Anzahl ist vor allem auf die starke Zunahme der Blattläuse in diesem Jahr zurückzuführen (vgl. auch Abb. 7). Damit liegt ein Ergebnis vor, das nur eingeschränkte biozönotische Aussagen ermöglicht.

Folgende weitere Problemfelder zum Status der Baumkrone als Ökosystem sind auf Grund der Beobachtungsreihen und Übersichten zu diskutieren, wobei als These formuliert werden soll:

Ist eine Baumkrone als funktionelles Ökosystem einzustufen?

Diese Frage ist zunächst mit folgenden Argumenten zu falsifizieren:

- Die Krone ist für ein Ökosystem zu gering dimensioniert
- Die Krone ist stark abhängig von den Nachbarbepflanzungen
- Weitere Apfelbäume im gleichen Gartenbereich verfälschen die Arthropoden-Populationen des untersuchten Baumes (Sorte Berlepsch)
- Die Überwinterung ist abhängig von benachbarten Nadelbäumen.

Damit liegt zunächst ein (ausreichend begründetes?) Beispiel für ein abhängiges, unselbständiges System vor.

Mit synökologischen Basis-Argumenten kann die These „eine Baumkrone als eigenständiges Ökosystem“ versuchsweise verifiziert werden:

Alle Komponenten, die ein Ökosystem auszeichnen, sind auch für die untersuchte Baumkrone zu belegen:

- Input von ausreichend Sonnen-Energie an ca. 200 Tagen p. a.
- Ein relativ geschlossenes Habitat mit zahlreichen Mikrohabitaten ist vorhanden
- Eine funktionsfähige Biozönose mit teilweise regulativer Struktur ist ausgebildet
- Vier trophische Ebenen sind nachweisbar, wobei die Abschätzung der Mega-Gilden („Prädatoren“) noch nicht ausdiskutiert ist⁴
- Populationsdynamische Oszillationen um einen Mittelwert treten auf
- Überwinterungsmöglichkeiten auf benachbarten Nadelbäumen sind gegeben.

Durch eine Trendanalyse sind populationsdynamische Oszillationen nachgewiesen für Coccinellidae (Abb. 18) und für prädatatorische Heteroptera (ohne Abb.).

Eine generelle Überprüfung dieser Hypothese kann positiv entschieden werden für die Mittelwerte und auftretende Oszillationen für die relativen Anteile der Prädatoren und Parasitoide insgesamt in den Beobachtungsjahren

1999 bis 2004. Prädatatorische Arthropoden sind mit durchschnittlich 17,3 % vertreten; positive Abweichungen reichen von 17,4 bis 21,8 %. Negative Werte erstrecken sich von 13,7 bis 14,7 % (vgl. Abb. 19: Prädatoren). Ein nahezu gleichartiges Oszillationsmuster mit geringen Schwankungen um den Mittelwert 4,8 liegt für die parasitoiden Hymenopteren vor. Die positiven Abweichungen reichen von 5,2 bis 6,7 %; die negativen Werten von 2,8 bis 4,1 % (vgl. Abb. 19: Parasitoide).

Damit liegen m. E. ausreichend Argumente vor, diese Krone als eigenständiges Ökosystem zu klassifizieren und zwar auch deshalb, weil die prinzipiellen Kriterien eines Habitats (und diverser Mikrohabitats) eine komplexe Biozönose bilden und die Besiedlung durch zahlreiche Arten und Individuen möglich ist. Die umfassende Definition von MARTIN (2002) lässt sich deckungsgleich auf die Apfelbaumkrone als Ökosystem anwenden. Mit dieser Arbeitshypothese eröffnen sich weitere Perspektiven für grundlegende Diskussionen. Besonders genannt sei die Arten-Areal-Beziehung (NENTWIG et al. 2004) (S. 118) und evtl. auch die sog. Inseltheorie (op. cit., S. 115).

Wiederum bestätigt sich, dass unbehandelte, ältere Hochstämme ein Refugium auch für faunistisch bedeutsame Arthropoden sind. Eine Fällung dieses Baumes soll daher nicht vorgenommen werden. Eine Funktion als Rückzugsgebiet (Habitat und Mikrohabitats) für sog. Nützlinge ist für jede Streuobstlage nachweisbar (RÖSLER 2003) (S. 226-227). Dies gilt in besonderem Maße für die hier erwähnten Prädatoren (speziell Planipennia, Coccinellidae und Araneida), aber auch für parasitoide Hymenopteren in den Mikrohabitaten, die eine reiche Artenentfaltung ermöglichen. Erste Schätzungen ergaben etwa 125 Arten dieser Nützlingsgruppe. Von allgemeinem faunistischen Wert schliesslich ist der Baum für den Nachweis einer für Deutschland neuen Collembolenart (*Entomobrya atrocincta* SCHÖTT), dem regelmäßigen Auftreten der südlichen Eichenschrecke (*Mecynema meridionale* COSTA) sowie dem häufigem Auftreten des „seltenen“ Tausendfüßers *Polyxenus lagurus* LINNAEUS). Morphologische und ökologische Angaben zur letztgenannten Art bei SIMON (2004c).

⁴ Dies gilt z.B. für Dermaptera, die prädatatorisch als Blattlausantagonisten und auch phytophag auftreten können. In großen Apfelanlagen ist dies ständig zu beobachten. Mündliche Mitteilung von Betriebsleiter Burkard Wolff, Schaafheim, Süd-Hessen.

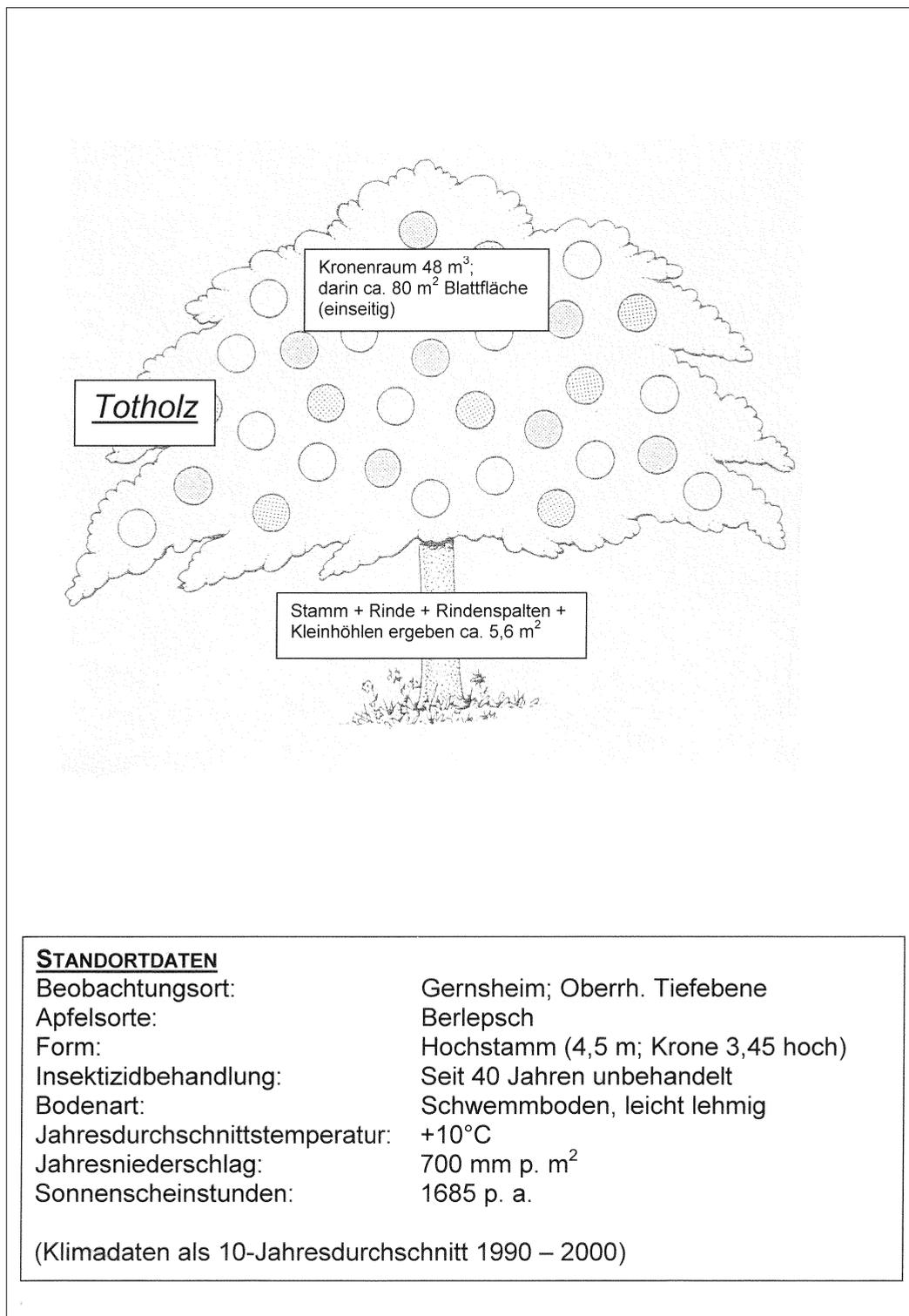


Abb. 1. Der von 1998 (Vorversuch) bis 2004 regelmäßig beprobte Apfelbaum „Berlepsch“ mit Standortdaten einschließlich Temperatur, Niederschlag und Sonneneinstrahlung.

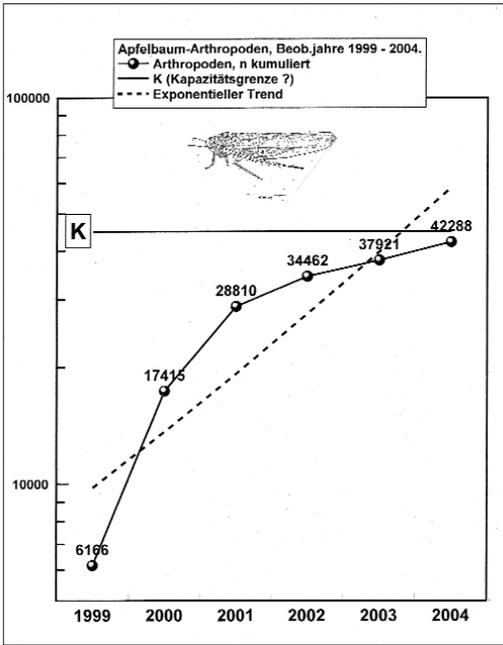


Abb. 2. Kumulierte Fangergebnisse 1999 bis 2004. Die Werte deuten auf eine Kapazitätserschöpfung hin (K-Linie). Die eingefügte Kleinzikade (*Typhlocyba* spp.) ist ca. 3 mm groß. Farbvarianten sind blass gelb-grün oder grün.

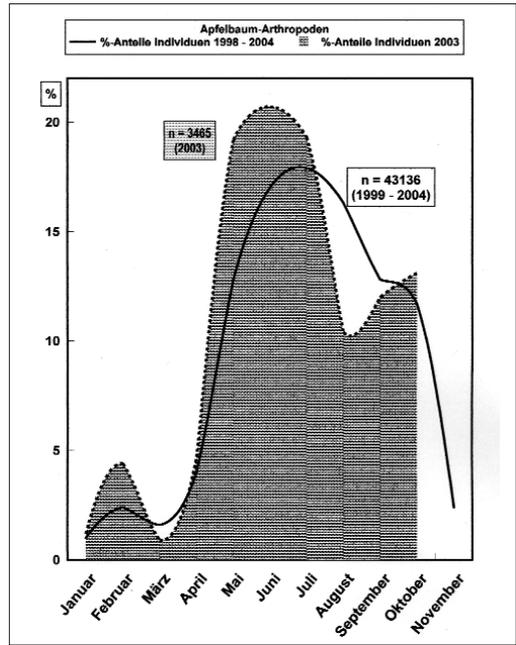


Abb. 3. Relative Individuenwerte (monatliche Abundanz) der Jahre 1999 bis 2004; grau unterlegt: Die relativen Werte für das Trockenjahr 2003. Die Abweichungen vom langjährigen Durchschnitt (1998 bis 2004) in 2003 sind durch hohe Temperaturen und nahezu fehlende Niederschläge im Juli und August geprägt (weitere Einzelheiten vgl. Text).

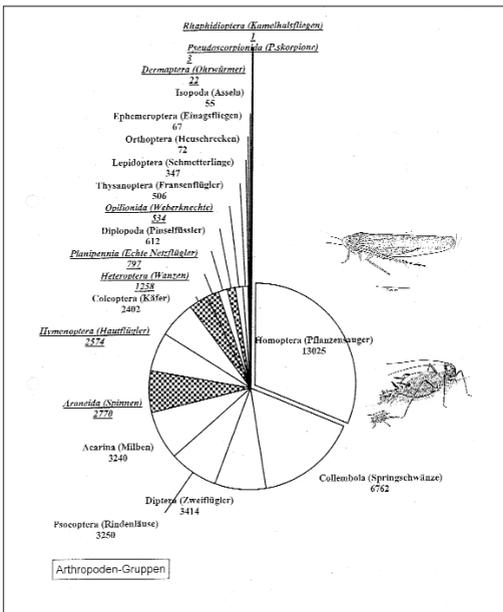


Abb. 4. Kumulierte Individuenwerte für die Jahre 1999 bis 2004. Phytophage Pflanzensauger (Homoptera) liegen mit 13.025 Tieren auf Rang 1 (entsprechend 30,8 %). Rang 2 nehmen die Collembolen mit 6762 Individuen ein (entsprechend 16 %). Alle übrigen Gruppen sind mit relativen Abundanzwerten unter 10 % vertreten. Gesamtkollektiv der Arthropoden umfasst für diese Auswertung 42 288 Exemplare.

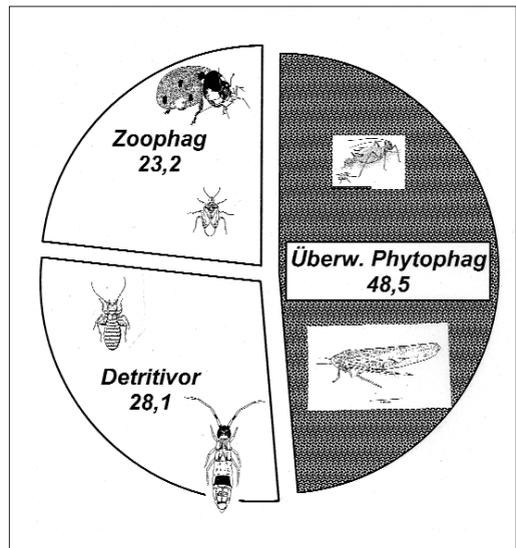


Abb. 5. Die Nahrungsgruppen von 42 000 Arthropoden der Apfelbaumkrone. Zoophage werden gestellt von 2520 parasitoiden Hymenoptera (6 % des Gesamtkollektivs) und Prädatoren mit 7224 Arthropoden (17,2 %). Potentielle Beutetiere der Zoophagen sind detritivore sowie phytophage Arthropoden.

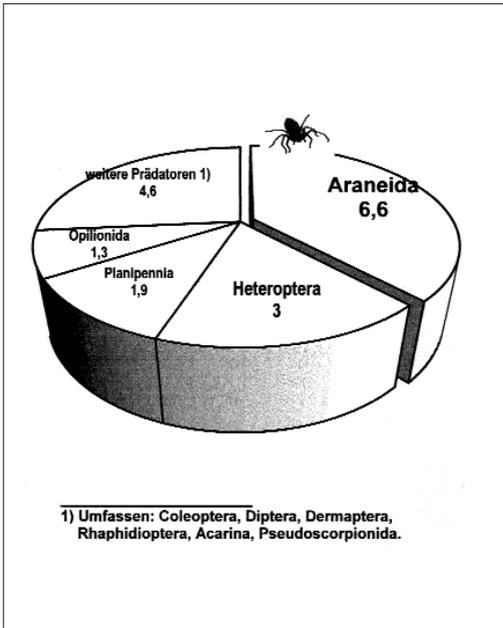


Abb. 6. Signifikant bedeutsame Prädatoren der Krone (Araneida bis Opilionida). Prozentwerte beziehen sich auf das Gesamtkollektiv von n = 42 000 Tieren (Einzelheiten vgl. Text).

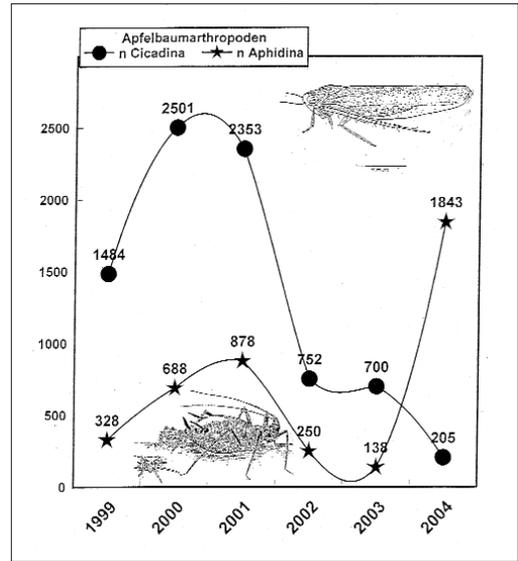


Abb. 7. Signifikant bedeutsame Beutearthropoden mit ihren Jahreswerten. Positiv korrelierte Zyklen liegen vor für die Jahre 1999 bis 2003. In 2004 entwickelt sich durch das Ansteigen des Abundanzwertes der Aphidina eine ausgeprägte negative Korrelation. Dieser Überblick basiert auf der Auswertung von 1995 Daten für Cicadina (entsprechen 19 % des Gesamtkollektivs) und 4125 Angaben zu Aphidina (entsprechen ca. 10 % des Gesamtkollektivs).

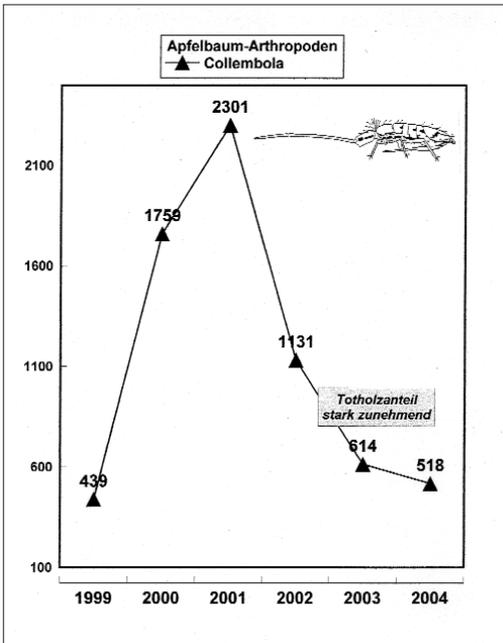


Abb. 8. Individuen-Abundanz der Collembola nach den Beobachtungsjahren 1999 bis 2004. Das Zurückgehen der Populationen ist vor allem auf den zunehmenden Totholzanteil zurückzuführen. Die eingefügte Art ist *Entomobrya nivalis* LINNAEUS, die max. 2 mm große und mit Abstand häufigste Vertreterin der Collembola (Springschwänze).

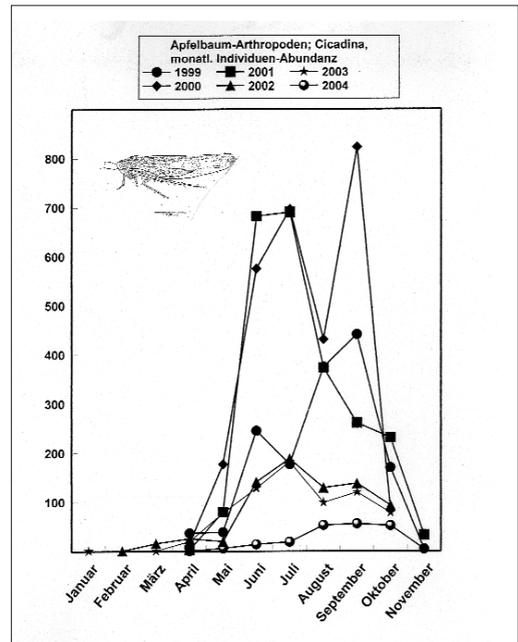


Abb. 9. Monatliche Abundanzwerte der Cicadina als Beutegruppe der untersuchten Raubarthropoden (Einzelheiten vgl. Text).

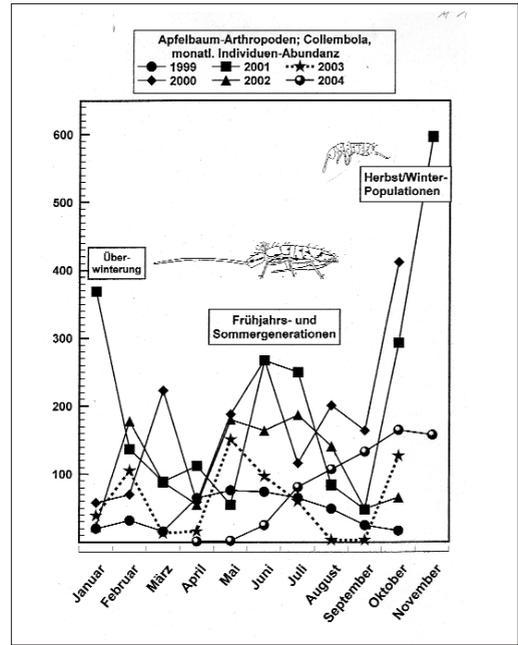
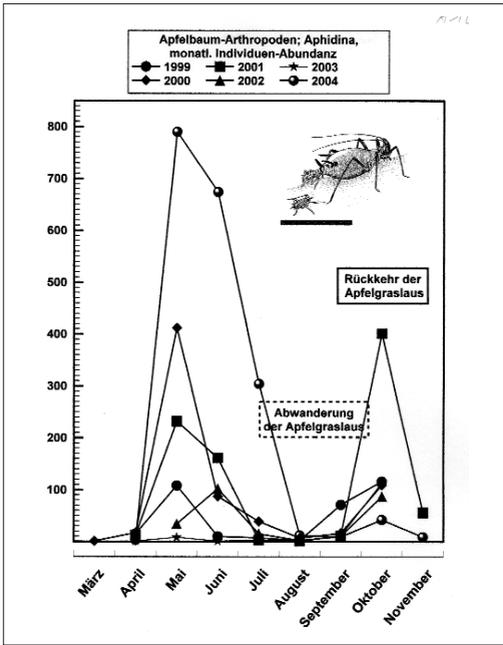


Abb. 10. Monatliche Abundanzwerte der Aphidina als Beutegruppen der untersuchten Raubarthropoden. Besonders hinzuweisen ist auf die Wanderbewegung der Apfelgraslaus von der Krone in den Monaten Juli bis September und ihre Rückwanderung in die Krone ab Oktober (weitere Einzelheiten vgl. Text).

Abb. 11. Monatliche Abundanzwerte der Collembolen als Beutegruppe der untersuchten Raubarthropoden. Die Populationsdichten schwanken stark. Hervorzuheben sind zwei Maxima: Frühjahr-Sommergenerationen und Herbst-Wintergenerationen. Die eingesetzten Arten sind (in der Mitte) *Entomobrya nivalis* (LINNAEUS) und (rechts oben) *Isotoma arborea* (LINNAEUS).

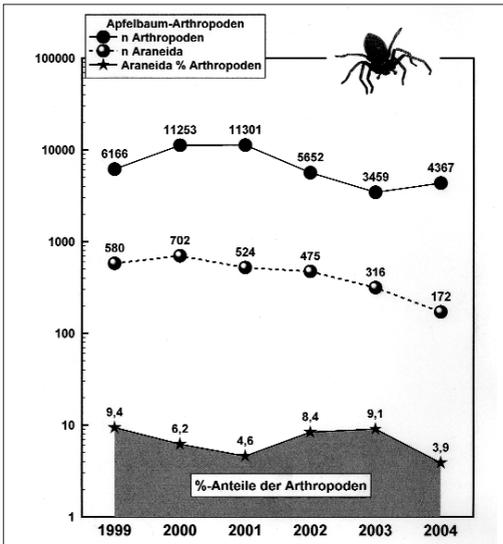


Abb. 12. Araneida, dominante Raubarthropoden. Abundanz im Verlauf der Beobachtungsjahre 1999 bis 2004 im Vergleich mit der Gesamtzahl der Arthropoden (oberer Kurvenzug). Absolute Werte der Araneida (mittlerer Kurvenzug), Araneida als Prozentanteile des gesamten Arthropodenaufkommens (unterster Kurvenzug). Die relative Abundanz ist mit 9,4 % (1999) und 9,1 % (2003) am höchsten.

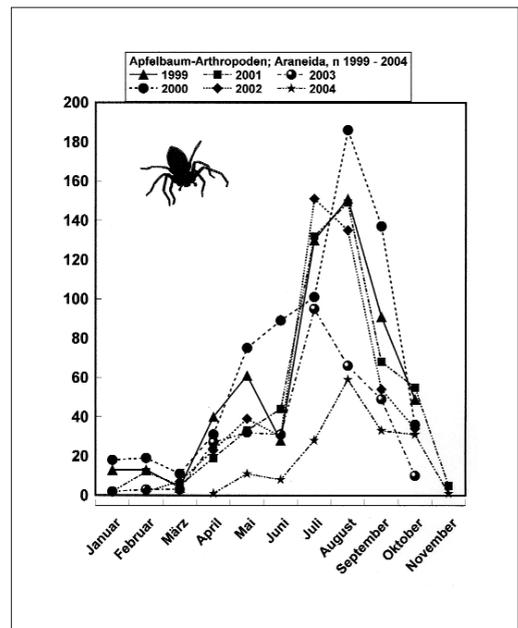


Abb. 13. Monatliche Abundanzwerte der Araneida als saisonales Auftreten eines dominanten Raubarthropoden. In den Monaten Juni bis September werden Maximalwerte erreicht.

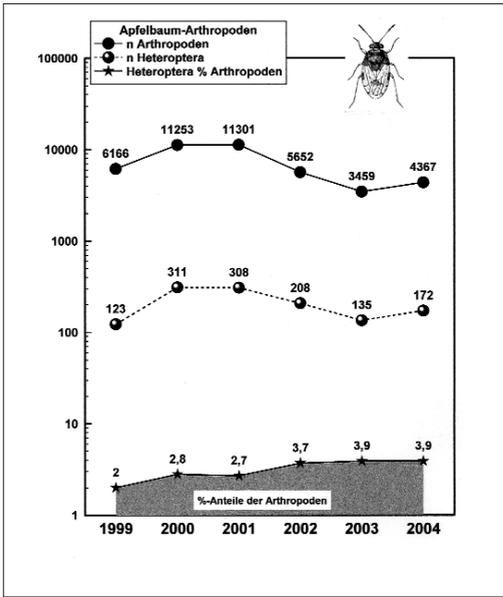


Abb. 14. Heteroptera, dominante Raubarthropoden. Abundanz im Verlauf der Beobachtungsjahre 1999 bis 2004 im Vergleich mit der Gesamtzahl der Arthropoden (oberer Kurvenzug). Absolute Werte der Heteroptera (mittlerer Kurvenzug), Heteroptera als %-Anteile des gesamten Arthropodenaufkommens (unterster Kurvenzug). Die relative Abundanz ist ab 2002 leicht zunehmend.

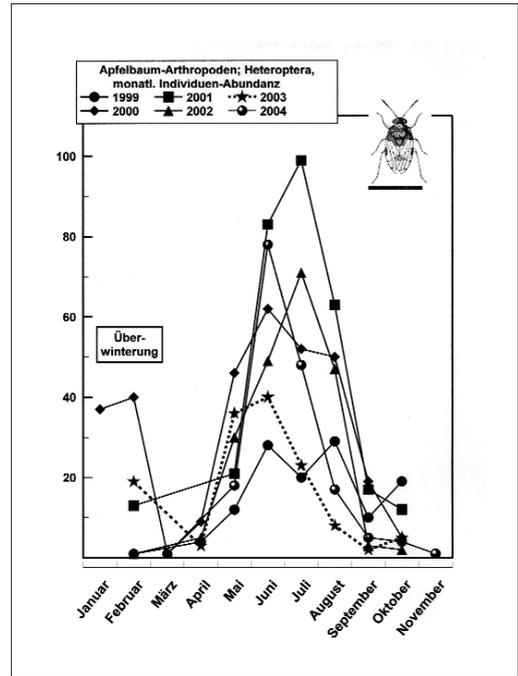


Abb. 15. Monatliche Abundanzwerte der Heteroptera als saisonales Auftreten einer dominanten Raubarthropoden-gruppe. In den Monaten Mai bis August werden Maximalwerte erreicht.

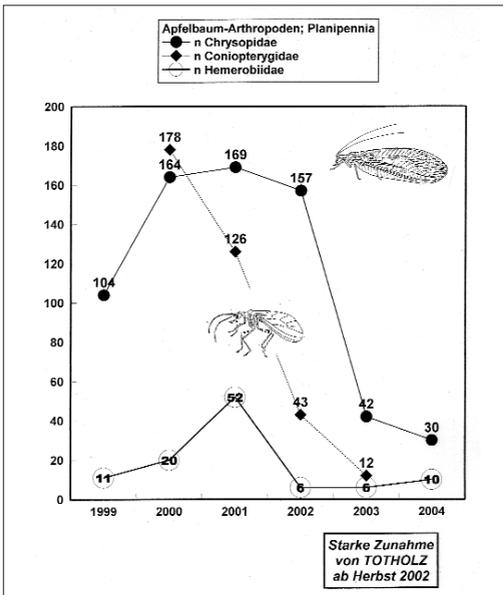


Abb. 16. Planipennia, subdominante Raubarthropoden. Abundanz im Verlauf der Beobachtungsjahre 1999 – 2004. Auffälliger Rückgang der Individuenwerte ab 2002 von Coniopterygidae und Hemerobiidae und der Chrysopidae in 2003. Die Zunahme von Totholz und damit der Rückgang der Belaubung ist wahrscheinlich die naheliegendste Erklärung für diesen Trend.

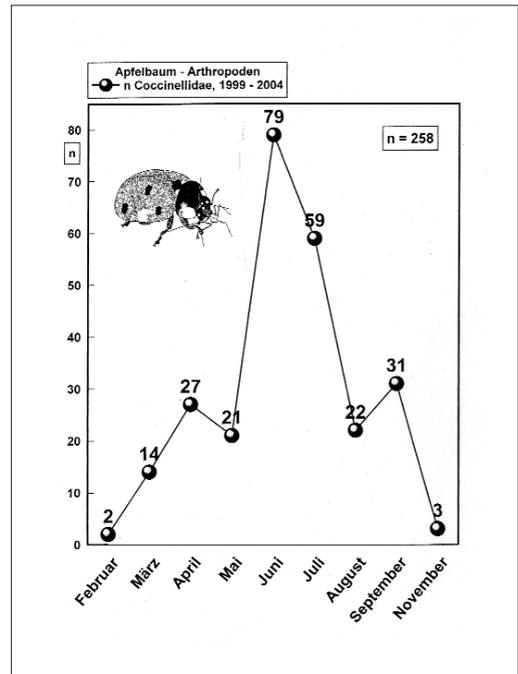


Abb. 17. Monatliche Abundanzwerte der Coccinellidae als saisonales Auftreten einer subdominanten Prädatoren-gruppe. Absolute Spitzenwerte im Juni und etwas abgeschwächt im Juli.

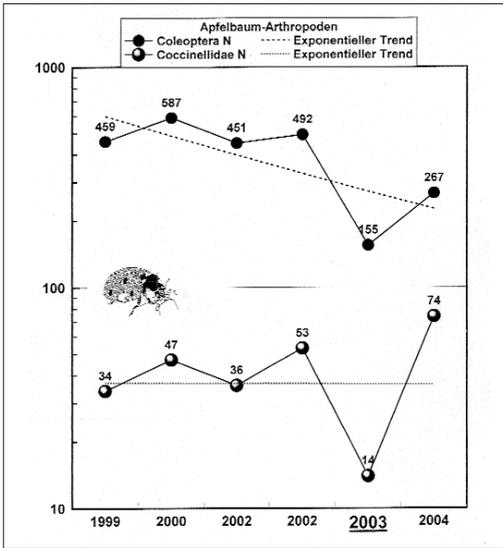


Abb. 18. Coccinellidae mit ihren jährlichen Abundanzwerten im Vergleich mit der gesamten Coleopteren-Synusie. Eine absolute Minderung des Individuenaufkommens liegt für das niederschlagsarme und überdurchschnittlich warm temperierte Jahr 2003 vor. Der Maximalwert in 2004 ist auf das verstärkte Auftreten von Blattläusen als Beute zurückzuführen.

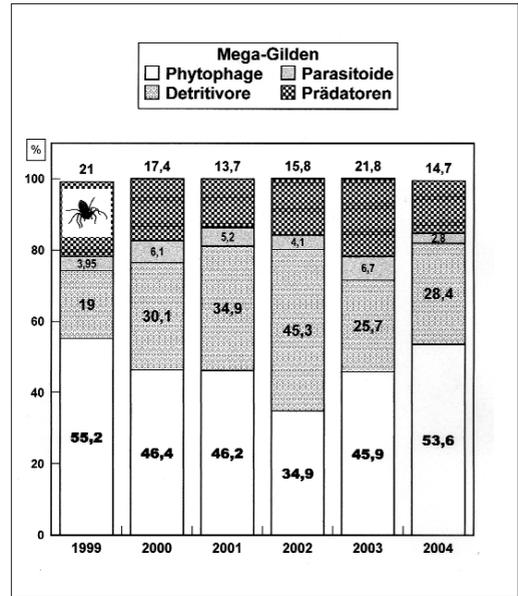


Abb. 19. Relative Abundanzwerte von vier Megagilden von 1999 bis 2004. In 1999 war die Krone noch vollbelaubt (Phytophage 55%). Das Jahr 2004 war ein „Blattlausjahr“. Daher resultiert ein hoher Phytophagenanteil von 53,6% (weitere Einzelheiten vgl. Text).

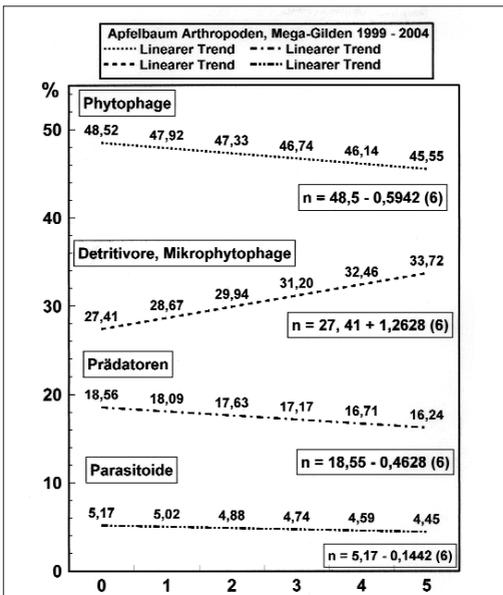


Abb. 20. Errechnete Trendlinien nach Daten von Abb. 19. Der rückläufige Phytophagen-Anteil ist wahrscheinlich ein Hauptargument zur Erklärung des Rückganges der Prädatoren. Das bedeutet dann aber auch, dass die Zunahme der Detritivoren/Mikrophytophagen keinen ausreichenden Ersatz als Beute der Prädatoren darstellen. Die eingefügten Trendformeln beziehen sich auf Anfang (1999) und Ende der Beobachtungsreihe (2004) (weitere Erläuterungen im Text).

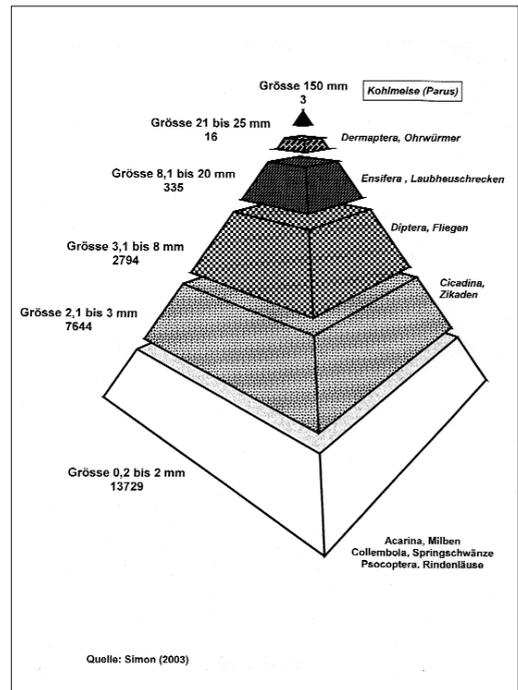


Abb. 21. Numerische Pyramide der Größenklassen 0,2 bis 25 mm von 24 500 Arthropoden. Einige Kohlmeisen sind evtl. TOP-Prädatoren und würden dann die Arthropodengemeinschaft regulatorisch beeinflussen (weitere Erläuterungen vgl. Text).

Eine pragmatische Frage als Schlusspunkt: Wie steht es mit dem Ertrag? Hier ist zu sagen, dass für einen privaten Verbrauch immer noch genügend Äpfel geerntet werden können, die zudem frei von Bioziden jeder Art sind und auch daher geschmacklich sehr ansprechen.

Zusammenfassung

Während einer sechsjährigen Monitoringphase wurde eine Apfelbaumkrone und ihre Arthropoden-Zönose untersucht. Das Ziel der Arbeit besteht im Bereitstellen von Diskussionsmaterial anhand von 42 000 gesammelten Arthropoden, die ca. 350 bis 400 Arten zuzuordnen sind. Relationen bzw. Korrelationen werden beschrieben für Räuber-Beute-Beziehungen dominanter und subdominanter Arthropoden dieser Biozönose. Es wurden nur ca. 10 % der Krone besammelt, so dass man annehmen kann, dass pro Vegetationsperiode 30 000 bis 100 000 Arthropoden dieses Habitat besiedelten. Besonders bearbeitet wurden die Prädatoren, unterteilt nach dominanten Gruppen (1. über 3 % des Gesamtkollektivs, n = 42 000 Arthropoden) und subdominanten Gruppen (2. unter 2,9 %). Es handelt sich um

1. Araneida und Heteroptera;
2. Planipennia, Acarina (Trombididae), Oplionida und Coleoptera (Coccinellidae).

Beutetiergruppen sind Homoptera (Cicadina, Aphidina), Collembola und Diptera. Die Relationen und Korrelationen der Prädatoren zu ihren Beutetieren werden dargestellt und diskutiert. Nicht endgültig zu klären ist die Frage nach der regulatorischen Bedeutung der Prädatoren. Mögliche Erklärungsmodelle, auch unter Einbeziehung der klimatischen Verhältnisse, werden aufgezeigt. Trendanalysen dokumentieren die relative Abundanz-Dynamik der vier Mega-Gilden (Phytophage, Detritivore/Mikrophytophage, Prädatoren, Parasitoide).

Weitere Untersuchungen sind vorgesehen, u. a. auch die Übertragung des vorgestellten Modells auf die Arthropoden-Synusien einer Apfelplantage, einem Agro-Ökosystem in Süd-Hessen mit 1800 Bäumen.

Dank

Zum Schluss möchte ich für vielfältige Unterstützung besonders Herrn Dr. OLAF ZIMMERMANN danken, ferner Prof. BERNHARD KLAUSNITZER (Dresden) für die Bestimmung der Coccinelliden und Herrn Dr. HANNES GÜNTHER (Ingelheim) für Determination von Heteroptera.

Literatur

- BEGON, M. E., HARPER, J. L., & TOWNSEND, C. R. (1998): Ökologie. Heidelberg. Spektrum, 750 S.
- BIEDERMANN, R., & NIEDRINGHAUS, R. (2004): Die Zikaden Deutschlands - Bestimmungstabellen für alle Arten. Scheefel. WABV, 409 S.
- DUNGER, W. (2003): 2. Ordnung Collembola, Springschwänze. In: Lehrbuch der Speziellen Zoologie, 2. Aufl. 5. T. Insecta, Hrsg. DATHE, H. H., Heidelberg. Spektrum, 71-86.
- FAUVEL, G. (1999): Diversity of Heteroptera in agroecosystems: role of sustainability and bioindication. - Agriculture, Ecosystems and Environment 74, 275-303.
- FRAZER, B. D. (1988): Predators. In: Aphids, their biology, natural enemies and control. Vol. B. Amsterdam. Elsevier, 217-230.
- GÜNTHER, K. K. (2003): 19. Ordnung Psocoptera, Staubläuse, Flechtlinge. In: Lehrbuch der Speziellen Zoologie, 2. Aufl. 5. T. Insecta, Hrsg. DATHE H. H., Heidelberg. Spektrum, 296-308.
- GÜSTEN, R. (2003): Netzflügler (Neuropterida) aus dem Kronenbereich eines Apfelbaumes. In: SIMON, H. R. (Hrsg.) (2003a), 45-49.
- HAGEN, K. S., & FRANZ, J. M. (1973): A history of biological control. - Ann. Rev. Ent., 433-476.
- JERMY, T. (1956): Zönologie und angewandte Entomologie. Pfl.schutz kongr., Berlin, 1955, Kongr.bericht, 39-46. Deutsche Akad. Landwirtsch.wiss., Berlin.
- KLAUSNITZER, B., & H. (1997): Marienkäfer. Magdeburg. Westarp (Neue Brehm-Bücherei 451), 175 S.
- MARTIN, K. (2002): Ökologie der Biozönosen. Berlin, Heidelberg. Springer, 325 S.
- NENTWIG, W. et al. (2004): Ökologie. Heidelberg. Spektrum, 466 S.
- RÖSLER, S. (2003): Natur- und Sozialverträglichkeit des integrierten Obstbaues. Univ. Kassel. 429 S. Arb.ber. Fb. Arch. Stadtpl. Landschaftspl. 151.
- SCHAEFER, M. (2003): Wörterbuch der Ökologie. Heidelberg. Spektrum, 452 S.
- SIMON, H. R. (1999a): Arthropoden-Gilden im Kronenraum von Apfelbäumen.- Ent. Zeitschr.109, 340-352.
- SIMON, H. R. (1999b): Gilden als ökologische Einheiten - Empirische Befunde und theoretische Überlegungen. IANUS-Arbeitsbericht 6, 40 S.
- SIMON, H. R. (2000): Collembolen im Kronenraum des Apfelbaumes; Freilandbeobachtungen in Süd-Hessen (1999). - Ent. Zeitschr. 110, 177-183.

- SIMON, H. R. (2001a): Gilden in kleinräumigen Habitaten: Phytophage, detritivore und zoophage Arthropoden im Kronenraum von Apfelbäumen. - *Collurio*, Darmstadt, 19, 189-205.
- SIMON, H. R. (2001b): Monitoring von Collembolen in Apfelanlagen (1998-2000). - *Insecta*, Heft 7, 56-69.
- SIMON, H. R., & ZIMMERMANN, O. (2002a): Untersuchungen zur Biodiversität von Arthropoden im Apfelbaum: Parasitoide Hymenopteren. - *Nachr. Dt. Ges. f. allg. u. angew. Ent.* 16 (1), S. 9.
- SIMON, H. R., & ZIMMERMANN, O. (2002b): Die ökologische Vielfalt parasitoider Hymenopteren in einer Apfelbaumkrone. - 53. Dt. Pfl.schutztagung, Bonn, Sept. 2002. *Mitt. Biol. Bundesanst. f. Land- u. Forstwirtschaft*, Berlin, H. 390, S. 535, u. Poster.
- SIMON, H. R. (Hrsg.) (2003a): Monitoring von Biodiversität: Arthropoden einer Apfelbaumkrone. - *Arbeitsber.* 1/2003, IANUS, TU Darmstadt, 57 S.
- SIMON, H. R. (2003b): Der Jahrhundertssommer 2003: Beispiele für seine Auswirkungen auf die Arthropoden einer Apfelbaumkrone. - *Collurio*, Darmstadt, 21, 184-191.
- SIMON, H. R. (2004a): Eine für Deutschland neue Collembolenart: *Entomobrya atrocincta* SCHÖTT, 1896. - *Nachr. Dt. Ges. f. allg. u. angew. Ent.* 18 (3), 94-95.
- SIMON, H. R. (2004b): Monitoring von Biodiversität: Die Arthropoden einer Apfelbaumkrone nach Beobachtungen in Süd-Hessen 1999-2002. - *Naturwiss. Ver. Darmstadt, Ber. N. F.* 27, 107-132.
- SIMON, H. R. (2004c): Ein Hundertfüßler der Baumrinde: Der Pinselfüßler *Polyxenus lagurus* (LINNÉ, 1758). - *Collurio*, Darmstadt, 22, 153-161.
- TISCHLER, W. (1980): *Biologie der Kulturlandschaft*. - Stuttgart, Fischer, 253 S.
- WILSON, E.O. (1999): *Des Lebens ganze Fülle*. München, Claassen, 400 S.
- ZIMMERMANN, O. (2003): Die Biodiversität und saisonale Aktivität parasitoider Hymenopteren. 23-41. In: SIMON, H. R. (Hrsg.) (2003a): *Monitoring von Biodiversität: Arthropoden einer Apfelbaumkrone*. - *Arbeitsber.* 1/2003, IANUS, TU Darmstadt, 57 S.
- ZIMMERMANN, O., & SIMON, H. R. (im Druck): Die saisonale Aktivität parasitoider Hymenoptera in einer Apfelbaumkrone. - *Ent. Zeitschr.*, im Druck.
- ZIMMERMANN, O., & SIMON, H. R. (2005): Untersuchungen zum saisonalen Auftreten von chalcidoiden Parasitoiden in einer Apfelbaumkrone 1999-2004. *Entomologen-Tagung*, Dresden, März 2005. 4 S.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. HANS-REINER SIMON, Römerstraße 44, D-64579 Gernsheim
E-Mail: Simon-HRGernsheim@t-online.de

HANS-REINER SIMON, Gernheim

Collembolen-Synusien in Apfelbaumkronen – Ergebnisse einer Monitoring-Serie (1999-2005) in Süd-Hessen

Einleitung, Fragestellung

Dieser Beitrag handelt von einem überschaubaren, dynamischen Ökosystem, der Apfelbaumkrone, und speziell einer Synusie darin, der ökologisch signifikanten Arthropodengruppe der Collembolen.

Die folgenden Untersuchungen sind ein Teilergebnis des Projektes „Monitoring von Arthropoden in Apfelanlagen“, das seit 1998/1999 läuft. Eine vorläufige Mitteilung über Collembolen der Apfelbaumkrone wurde bereits in der Zeitschrift „Insecta“ veröffentlicht (SIMON 2001b). Dieser neue spezielle Beitrag ist eine Fortsetzung dieser Mitteilung und den Beobachtungsreihen bis 2004 gewidmet. Ein Nachtrag fasst erste Ergebnisse für das Jahr 2005 zusammen. Vorgestellt wird eine ökologisch bedeutsame Gilde der Detritivoren/Mikrophytophagen, eine auch entomologisch nicht sehr bekannte Gruppe der Arthropoden, nämlich die Springschwänze oder Collembola.

Collembolen (Springschwänze, engl. spring-tails) treten regelmäßig nicht nur in den Bodenschichten, im Falllaub und unter Steinen auf, sondern ebenso konstant im Blattbereich von Büschen und Bäumen. Sie zählen zu den individuenreichsten rezenten Arthropoden. Auch auf wirtschaftlich genutzten Baumarten, wie dem Apfel, sind sie regelmäßig vertreten (z. B. SIMON 1968). Allerdings meint JASSER (1982) (S. 305) „Im folgenden werden in einer Artenliste alle diejenigen Insekten aufgeführt, die auf Grund

ihres geringen zahlenmässigen Auftretens keine weiteren vergleichenden Analysen zulassen. – Collembola: Entomobryidae; *Entomobrya* sp.“. Diese Aussage lässt sich nicht bestätigen, wie eigene regelmäßig durchgeführte Aufsammlungen im Kronenbereich zeigen. Welchen ökologischen Stellenwert die in der Regel nicht als Schadarten einzustufenden Collembolen repräsentieren, soll nachfolgend dargestellt werden. Im Erwerbsobstbau wurde bereits 1962 von STEINER auf die noch zu untersuchenden sogenannte „Indifferenten“ hingewiesen. Er schreibt (S. 264): „Familien und Ordnungen, über die noch wenig bekannt ist, bzw. die keine direkten Schäden verursachen, Formicidae, Psocoptera, Thysanoptera, Forficulidae, Collembola, Diptera (außer Syrphidae, Larvaevoridae, Cecidomyiidae), Araneina“. Für alle genannten Gruppen hat sich die Informationslage inzwischen gründlich geändert, ausser wiederum für die Collembolen. Ihre Einbeziehung in die Arthropozönose der Apfelbaumkrone soll ein Ziel unserer Untersuchung sein. Insbesondere ist nach der ökologischen Wertigkeit der Collembolen zu fragen, d. h. welchen Rang im Nahrungsnetz nehmen sie ein und welchen Raubarthropoden (ihren Gegenspielern) dienen sie als Zusatz- oder Zwischennahrung, bis diese ihre weiteren Beutetiere (sogenannte Schädlinge, wie Blattläuse, Kleinzikaden usw.) angreifen können und damit auch für einen möglicherweise mehr oder weniger giftfreien Obstanbau von Bedeutung werden.

Ziel der Untersuchung

Einige Collembolen-Arten sind regelmäßige Bewohner von Baumkronen. Diese Tatsache führt zu Fragestellungen im Kontext eines überschaubaren Ökosystems, seiner Biozönose und seinem Biotop mit differenzierten Mikrohabitaten. Im Einzelnen sollte ermittelt werden:

- Relationen der nachgewiesenen Arten nach Individuenanteil (relative Abundanz)
- Saisonales Auftreten (subadulte und adulte Tiere)
- Einbindung in die Gilden der Krone
- Saisonales Auftreten von Prädatoren und ihre Koinzidenz mit Collembolen.

Die Ergebnisse sollen hauptsächlich in visueller Form vorgestellt werden; auf logische Anschaulichkeit wird besonders Wert gelegt.

Standort der Untersuchung

Der Beobachtungsort Gernsheim liegt in der Oberrheinischen Tiefebene (92 m ü. NN) und gehört zu den wärmsten Regionen Deutschlands. Diese Feststellung lässt sich beschreiben mit Hilfe der Temperaturen (Abb. 1 und 2), der Niederschläge und der Sonnenscheindauer. Diese abiotischen Faktoren sind wesentlich am Aufkommen der angetroffenen Collembolen beteiligt.

Die Aufsammlungen wurden nur an niederschlagsfreien Tagen vorgenommen. Dies ist zwingend durch die Methode vorgegeben (siehe unten). Die Daten entsprechen damit den für Arthropoden günstigen Tagen ohne Niederschlag, oft verbunden mit Sonnenschein. Von 1998 (Vorversuch) bis 2004 wurden in sechs Jahren etwa an jedem zweiten Tag geprobt. Insgesamt 1200 Proben erbrachten 42 000 Arthropoden. Diese Individuen sind von maximal etwa 10 % der Baumkrone abgesammelt worden, so dass im Jahresdurchschnitt etwa 30 000 bis maximal (?) 100 000 Arthropoden-Individuen in mindestens 350 Arten die beprobte Apfelbaumkrone besiedelten. Für die gesamte Hauptuntersuchung (1999 bis 2004) sind die aufgesammelten Arthropoden nach ihrer Individuen-Abundanz in Abb. 3 zusammengefasst.

Klima

(nach Angaben des Regierungspräsidiums Darmstadt)

Das Hessische Ried (Süd-Hessen; Reg. Bezirk Darmstadt) gehört zu den wärmsten Klimazonen Deutschlands. Die durchschnittliche Jahrestemperatur beträgt 9,5 °C. Die Monatsmittel steigen von Januar (0 °C) bis zu 9 °C bis 10 °C im Frühling (April) und durchschnittlich auf 19 °C im Sommer (Juni, Juli, August).

Die Temperaturen im Beobachtungsgebiet weichen in der Regel von diesen Durchschnittswerten ab. Im Versuchsbaum direkt gemessene Werte erlauben folgende Aussagen:

Die meisten der insgesamt 1200 Proben wurden (witterungsbedingt) in den Sommermonaten (Juni bis August) genommen. Auf das Ausnahmejahr 2001 sei besonders hingewiesen: Der September war unterdurchschnittlich temperiert (+12,5 °C), mit zahlreichen Regentagen und 140 mm Niederschlag pro m². Im Gegensatz dazu standen die Monate August (+19,5 °C) mit 49 mm und Oktober (+13,3 °C) mit 59 mm. Im Oktober hatte sich das Wetter dann im Sinne eines Altweibersommers sehr günstig für die Probeentnahme entwickelt (126 Sonnenscheinstunden, gegenüber nur 90 Stunden im September). Sogar im November konnten an warmen und niederschlagsfreien Tagen noch faunistisch interessante Sammelergebnisse erzielt werden. Ein weiteres herausragendes Jahr war 2003 (Jahrhundertssommer) mit hohen Temperaturen und sehr geringen Niederschlägen (Einzelheiten vgl. SIMON 2003b). In den Sammel-Ergebnissen zeigt sich die Besonderheit dieses Sommers und sie werden deshalb entsprechend herausgestellt (vgl. Kap. Ergebnisse, Empirischer Teil). Ein Trend zur Annäherung an den langjährigen klimatischen Durchschnitt liegt evtl. für 2004 vor. Die relevanten Klimadaten im Überblick:

- Zehnjahresmittel (1990 bis 2000): +10 °C
- in der Baumkrone (1999 bis 2002): +12,3 °C
- in der Baumkrone (2003): +14,8 °C; Maximum im August +38 °C
- in der Baumkrone (2004): +13 °C.

Alle Temperaturdaten stellen Mittelwerte nach Probeentnahme-Jahren dar und beruhen auf 1100 Einzelmessungen (Abb. 2). Auffällig

ist besonders die jeweilige höhere mikroklimatische Temperatur in der Krone. Sie ist standortbedingt (vgl. oben).

Die relative Luftfeuchte in der Krone schwankt von 42 % (nachmittags) bis 100 % (früher Vormittag, 7:00 bis 8:00) je nach Jahres- oder Tageszeit.

Material und Methode

Die Synusie der Collembolen gehört nach dem generellen Untersuchungsziel (Arthropoden-Gilden im Kronenbereich des Apfelbaumes, Abb.1) der Baumschicht an, d. h. Stamm und hauptsächlich der Kronenbereich wurde in gleicher Weise wie im Vorversuch 1998 abgesammelt (vgl. SIMON 1999a). Als neue Variante ist festzuhalten, dass 1999 regelmäßig frühmorgens (7:00) und so oft es witterungsbedingt möglich war (niederschlagsfrei) zusätzlich am späten Nachmittag (ab 17:00) mit einem Klopftab und Auffangtrichter gesammelt wurde, so dass für 1999 auch einige Daten zum Tagesgang des Auftretens der Arthropoden im Kronenraum vorliegen. In den Jahren 2000 bis 2005 wurde nur je einmal an niederschlagsfreien Tagen gesammelt. Für die Monate Januar/Februar kamen drei Methoden des Aufsammelns zur Anwendung: Absuchen der Kartonummantelung des Stammes, die im November angebracht worden war; Abpinseln des Stammes; Untersuchung des „Überwinterungskastens“ am Baum, eine mit Aststücken gefüllte, nach der Ostseite offene Holzkiste mit den Massen: Höhe 45 cm; Breite 28 cm; Tiefe 24 cm. Durch diese konzentrierte Wintererfassung sind die Individuenzahlen für die Monate Januar und Februar oft erhöht, was sich danach auch durch die fallenden Individuenzahlen im März bemerkbar macht, wenn wieder „geklopft“ wird. Die Aufsammlungen erfolgten nicht per Zufallsstichproben, da die hohe Zahl der gesammelten Arthropoden durchaus als pars pro toto¹ gelten kann. Alle Daten wurden in Strichlisten erfasst, die jeweils monatlich kumuliert

wurden. Diese Zusammenfassungen bilden die Grundlage für alle Übersichten (Tabellen und Graphiken) des monatlichen Auftretens der Collembolen. Die kumulierten Jahreszusammenfassungen sind die Basis für die Jahresübersichten, ebenfalls in Form von Tabellen oder Graphiken. Eine ausführliche Darstellung der Methoden erfolgt in SIMON (2007) in *Insecta* 10.

Im Institut für Biologischen Pflanzenschutz der Biologischen Bundesanstalt (BBA)² in Darmstadt wurde ein Kontrollbaum (ca. 28 m³ Kronenraum) selektiv abgesammelt. In den Jahren 1999 bis 2001 wurden 45 Proben genommen. Sie erbrachten 1896 Arthropoden, darunter 646 Collembolen (= 34 %). Da der Baum in die Grasflur (Typ „Feuchtwiese“) mit herabhängenden Zweigen reichte, wurden auch zwei Arten gefunden, die diesem Biotoptyp zuzurechnen sind, nämlich *Lepidocyrtus paradoxus* UZEL, 1891 und *Tomocerus vulgaris* (TULLBERG, 1871).

Ergebnisse

Die Arten der Collembolen-Synusie

Die Determination der Arten erfolgte nach STACH (1947, 1956, 1960, 1963, 1967), CHRISTIANSEN & BELLINGER (1998) und PALISSA (1964). Weitere Publikationen wurden ergänzend ausgewertet, sie sind im Text aufgeführt und entsprechend im Literaturverzeichnis genannt.

Insgesamt wurden in den beiden Baumkronen 18 Collembolen-Arten, die alle weit verbreitet sind, gefunden. Ihre Nennung erfolgt unter systematischen und nomenklatorischen Gesichtspunkten nach den Verzeichnissen von SCHULZ, BRETTFELD, ZIMDARS (2003) bzw. nach JANSSENS Checklist of the Collembola (<http://www.collembola.org>).

Artenliste

Arthropleona (Ringelspringer)

Hypogastruridae

- *Xenylla maritima* TULLBERG, 1869. Verbreitung: Kosmopolit

¹ Statistische Tests zur Biodiversität werden für das Projekt vorgenommen, wenn weitere Baumkronen untersucht sind, u. a. in einer Apfelplantage mit 1800 Bäumen. Die Vorarbeiten sind im März 2006 angelaufen.

² Das Kürzel „BBA“ bezieht sich immer im Folgenden auf diese Fundstelle.

Isotomidae

- *Isotoma arborea* (LINNAEUS, 1758). Verbreitung: Holarktis

Entomobryidae

- *Entomobrya arborea* (TULLBERG, 1871). Verbreitung: Europa
 - *Entomobrya atrocincta* SCHOETT, 1896. Verbreitung: Kosmopolit
Neu für Deutschland
 - *Entomobrya corticalis* (NICOLET, 1842). Verbreitung: Europa
 - *Entomobrya multifasciata* (TULLBERG, 1871). Verbreitung: Kosmopolit
 - *Entomobrya nivalis* (LINNAEUS, 1758). Verbreitung: Kosmopolit
 - *Entomobryoides myrmecophilus* (REUTER, 1886). Verbreitung: Europa
 - *Lepidocyrtus paradoxus* UZEL, 1891. Verbreitung: Holarktis
 - *Orchesella bifasciata* (NICOLET, 1842). Verbreitung: Europa
 - *Orchesella cincta* (LINNAEUS, 1758)., Verbreitung: Holarktis
 - *Orchesella villosa* (GEOFFROY, 1762). Verbreitung: Europa
 - *Tomocerus vulgaris* (TULLBERG, 1871). Verbreitung: Holarktis, BBA
 - *Willowsia nigromaculata* (LUBBOCK, 1873). Verbreitung: Holarktis
 - *Willowsia platani* (NICOLET, 1842). Verbreitung: Europa
- Symphyleona (Kugelspringer)**
- *Bourletiella hortensis* (FITCH, 1863). Verbreitung: Holarktis
 - *Deuterosminthurus repandus* (AGREN, 1903). Verbreitung: Europa (nur 2005 nachgewiesen)
 - *Deuterosminthurus sulphureus (flavus?)* (KOCH, 1840). Verbreitung: Europa.

Die tiergeographische Zuordnung ergibt vier kosmopolitische Arten; sechs Arten sind holarktisch verbreitet und acht Arten kommen europaweit vor.

Anmerkungen zu den Arten

Die einzelnen Arten werden kurz charakterisiert, besonders häufige (dominante) Arten mit über 100 Individuen der gesamten Synusie werden mit einem Saison-Profil vorgestellt. In

diesem Profil wird quantitativ erläutert, in welcher Jahreszeit die Art mit ihrem höchsten Individuenanteil auftrat. Folgende Festlegungen unter den besonderen Klimabedingungen Südhessens wurden getroffen: Frühjahr = März, April; Sommer = Mai, Juni, Juli, August; Herbst = September, Oktober; Winter = November, Dezember, Januar, Februar.

Hypogastruridae

Xenylla maritima TULLBERG, 1869. Verbreitung: Kosmopolit. Größe 1,5 mm.

STRENZKE (1955) (S. 21) schreibt: „Häufig in verschiedenen Biotopen des Binnenlandes, extreme Trockenform“. STACH (1967) (S. 399) bemerkt zu dieser Art, dass der Name *maritima*, missverständlich sei, da diese xerophile Art in Örtlichkeiten, die weit vom Wasser entfernt sind, angetroffen wird. Dazu zählen insbesondere die Rinden verschiedener Bäume, verrotende Blätter, Moos und Flechten. Nach Anzahl der Individuen (389) auf Rang 4. Schwach ausgeprägter Schwerpunkt des Auftretens im Herbst (Abb. 4).

Isotomidae

Isotoma arborea (LINNAEUS, 1758). Verbreitung: Holarktis. Größe maximal 2 mm. In STACH (1947) als *Vertagopus arborea* (L.).

Zwischen europäischen und nearktischen Formen bestehen evtl. mikromorphologische Unterschiede, die jedoch nicht zur Aufstellung von spezifischen Arten führen (CHRISTIANSEN & BELLINGER 1998) (S. 868). Nach PALISSA (1964) (S. 182) eine Winterart, im Sommer „ausgestorben“. Nach Anzahl der Individuen (1697) auf Rang 2. In dieser Beobachtungsreihe als ausgesprochene Winterart mit 64,2 % ihrer Individuen nachgewiesen (Abb. 5). Bis zu einer Temperatur von +0,5 °C noch normal aktive Laufbewegungen. Isotomiden besitzen einige spezielle Mechanismen, die auch bei sehr niedrigen Minustemperaturen wirksam werden. So wird der Magen-Darmtrakt entleert, so dass sich an Feststoffen kein Eiskristallwachstum einstellen kann. Spezielle Proteine wirken weiterhin für eine Kälteanpassung, indem sie entstehende Eiskristallkeime einschließen, wodurch das Kristallwachstum gestoppt wird (vgl. KÜNZLE 2002).

Entomobryidae

Entomobrya arborea (TULLBERG, 1871). Verbreitung: Europa. Größe 1,5 mm.

„An Baumstämmen und unter Steinen, in besonnten Lagen, selten.“ (GISIN 1960) (S. 223). Diese Feststellung ist nicht für alle Biozönosen in Mittel-Europa aufrecht zu erhalten (SIMON 1968) (S. 390): „Zu den Angaben ‚zahlreich‘ in den angeführten Proben ist zu bemerken, dass damit jeweils 30 – 50 Tiere bezeichnet sind“. Die untersuchten Proben stammten aus Langzeituntersuchungen des Pflanzenschutzdienstes von Baden-Württemberg (Stuttgart). Sie wurden einer Apfelanlage in der Nähe von Heilbronn (Unterheinriet) entnommen. In der hier vorgestellten Untersuchung ist die Art jedoch als „selten“ einzustufen, da in sechs Jahren nur ein Individuum im November 2004 gefunden wurde. Ausführliche Angaben zur Art bei STACH (1963) (S. 45-48).

Entomobrya atrocincta SCHOETT, 1896. Verbreitung: Kosmopolit, neu für Deutschland. Größe maximal 1,5 mm.

Diese Art ist besonders auffällig durch ihre geringe Größe, 1,25 bis maximal 1,5 mm, sowie die markante Färbung: Zitronengelbe Grundfarbe und ein dunkelbräunlicher Thorax-II-Abschnitt. Weitere Dunkelfärbungen zeigen Antennen, Kopf und Thorax-I.

Die Auswertung der Literatur ergibt, dass diese Art, die von SCHOETT (1896) nach Exemplaren aus Kalifornien neu aufgestellt wurde, an sonnigen Standorten in Europa (Spanien, Frankreich, Tschechische Republik) auftritt. Die Art ist Kosmopolit, jedoch auf warme Regionen beschränkt.

Der neue Fundort für Deutschland liegt im Oberrheingraben (Gernsheim, Süd-Hessen) in einem Streuobstgelände, wie oben beschrieben. Die Art trat erstmals nach dem Jahrhundertssommer 2003 auf.

Erstmals nachgewiesen wurde die Art in den Aufsammlungen vom 21. 6. 2004 bis 31. 7. 2004. In 11 Proben (entsprechen 11 Sammeltagen) fanden sich insgesamt 19 Tiere von *E. atrocincta*. Auch als überwinterte Art war sie aufgetreten und konnte in 2005 ebenfalls gefunden werden. Insgesamt liegen über 100 Individuen vor, so dass man diese für Deutschland neue

Art evtl. als etabliert bezeichnen kann. Sie kann als Sommer- bzw. Herbstart klassifiziert werden (Abb. 6).

Nach SCHULZ et al. (2003) sind in Deutschland bisher 12 Arten der Gattung *Entomobrya* nachgewiesen, *E. atrocincta* fehlt in dieser Aufstellung.

Ich gehe davon aus, dass es sich somit um einen Erstdnachweis für Deutschland handelt. Einzelheiten zur Verbreitung und Morphologie auch bei STACH (1963) (S. 71-73).

Entomobrya corticalis (NICOLET, 1842). Verbreitung: Europa. Größe 1,8 mm.

Eher als selten zu bezeichnen, da lediglich sieben Individuen erhalten wurden (2002 im Februar ein Individuum und im März sechs Individuen). Nach BOCKEMÜHL (1966) (S. 722): „Beim Abschütteln von Bäumen nur vereinzelt...“. Diese Feststellung trifft also auch auf unsere Ausbeute zu. Sie ist evtl. etwas zu relativieren, da an der Sammelstelle „BBA“ im August 1999 acht Individuen gefunden wurden. Weitere Einzelheiten zur Morphologie und zum Vorkommen bei STACH (1963) (S. 62-65).

Entomobrya multifasciata (TULLBERG, 1871). Verbreitung: Kosmopolit. Größe bis 3 mm.

Auf Rang drei der Synusie mit 628 Individuen. *E. multifasciata* kann man als ausgeprägte Sommerart bezeichnen (62 % aller adulten Individuen; Abb. 7). Weitere Einzelheiten bei STACH (1963) (S. 32-38). Die Art ist besonders trockenresistent und liebt Warmzonen, in Skandinavien kommt sie nur in Gebäuden vor (PALISSA 1964) (S. 205).

Entomobrya nivalis (TULLBERG, 1871). Verbreitung: Kosmopolit. Maximale Größe 2 mm.

Entomobrya nivalis ist verbreitet in Europa und Nordamerika, auf Gebüsch und Bäumen, sehr häufig (GISIN 1960) (S. 226). Kosmopolit (STACH 1963) (S. 16); in Canada und USA weitverbreitet (CHRISTIANSEN & BELLINGER 1998) (S. 956). Weitere Angaben bei STACH (1963) (S. 23-30).

In dieser Untersuchung stellt sie die absolut dominierende Sommerart mit insgesamt 3440 Individuen (Rang 1). Sie trat in den Sommermonaten mit 57,4 % Individuenanteil der adul-

ten Tiere auf (s. Abb. 8; weitere Einzelheiten bei der speziellen Besprechung der Art). Auch die juvenilen und subadulten Exemplare (0,4 bis 0,9 mm) sind am häufigsten in den Sommermonaten anzutreffen (Abb. 8). Die Art ist auch in Süd-England als baumsteigend festgestellt worden (BOWDEN et al. 1976). Eine ausführliche Darstellung des saisonalen Auftretens erfolgt im Kapitel *Entomobrya nivalis* als dominierende Art der Baumkrone.

Entomobryoides myrmecophilus (REUTER 1886). Verbreitung: Europa. Größe maximal 3 mm, einzelnes eigenes Exemplar 1,2 mm.

In dieser Untersuchung als selten zu bezeichnen, da nur ein Exemplar gefunden wurde (Oktober 2004). Die Art fällt durch ihre starke Beborstung und Beschuppung bei sonst Entomobrya-ähnlichem Habitus auf. Nach STACH 1963 (S. 119-122) lebt die Art „selten“ unter der losen Rinde alter Bäume.

Lepidocyrtus paradoxus UZEL, 1891. BBA, Verbreitung: Holarktis. Größe 3 mm.

Dieser auffälligen Art wird in der Literatur wegen einer besonderen morphologischen Ausprägung außerordentliche Beachtung geschenkt (SIMON 1970, SNIDER & FISCHER 1964, STACH 1967, Zusammenfassung bei CHRISTIANSEN & BELLINGER 1998, S. 1059-1061). Obwohl die Art nur in einem Exemplar im Juli 2000 gefunden wurde (Abb. 18), sei ihr eine ausführliche Darstellung gewidmet. In den Proben „BBA“ wurde ein Exemplar nachgewiesen, und zwar deshalb, weil der untersuchte Apfelbaum in einer Feuchtwiese, ca. 200 m vom Rande eines kleinen Wäldchens stand und seine untersten Zweige das Gras berührten. Daher war es dieser Art der „Feuchtwiesen“ (PALISSA 1964) (S. 220) möglich, den Baum zu erklimmen.

Die unverwechselbare morphologische Eigentümlichkeit ist die Ausbildung von Thorax-Segment II, das stark nach vorne verlängert ist und den senkrecht abgewinkelten Kopf kapuzenartig überdeckt (Abb. 18; 18a vgl. auch PALISSA 1964, S. 220). Die Häufigkeit bzw. Seltenheit des Vorkommens ist genau dokumentiert (SIMON 1970) (S. 340), Tabelle 3, Geographische Verbreitung in Mittel- und Südeuropa; USA und Tab. 4, ökologische Verbreitung:

Wiesen, Weinberg, Laubstreu, Moor, Wiesen und Graswege, Vogelnest). Aufgesammelt wurden von verschiedenen Autoren jeweils ein Exemplar bis 12 Exemplare. Eine Ausnahme ist der Fundort „Weinberg“ mit 210 Tieren von insgesamt 130 000 Individuen. Die Art kann auch hier durchaus als „selten“ bezeichnet werden, da sie nur mit 0,16 % zur gesamten Aufsammlung beiträgt.

SNIDER & FISCHER (1964) (S. 89) vermuten, dass die Art durch Schiffsfrachten in die USA eingeschleppt wurde.

Eine Ausbreitung, bzw. ein Auffinden der Art wird auch aus den Niederlanden gemeldet (BERG & HEIJERMAN 2002). Dieser Fundort liegt in der Nähe von Maastricht auf einer Wiese. Allerdings kann der Begriff „selten“ in diesem Fall wohl nicht eingesetzt werden, da 400 (!) Individuen gesammelt wurden. Weitere Nachforschungen im Biotop „Wiese“ sind demnach geboten.

Orchesella bifasciata (NICOLET, 1842). Verbreitung: Europa. Max. Größe 3 mm.

Nach PALISSA (1964) (S. 213) eine xerotherme Art der offenen Felder. STACH (1960) (S. 104-111) gibt eine detaillierte Zusammenfassung zu Vorkommen, Formen und ökologischen Ansprüchen (Rinde mit Moos und Flechten, wie auch bei der untersuchten Apfelbaumkrone). Nachweise für Deutschland liegen vor. In dieser Untersuchung als selten einzustufen, da die Art nur mit einem Exemplar vertreten ist (April 2002).

Orchesella cincta (LINNAEUS, 1758). Verbreitung: Holarktis. Max. Größe 4,5 mm, eigene Exemplare bis 3,5 mm.

Orchesella cincta ist in Europa relativ häufig vertreten, mit Ausnahme der subarktischen und mediterranen Gebiete, an Stämmen allein stehender Bäume, auf Wiesen (GISIN 1960) (S. 229); in der gesamten Paläarktis und den USA (STACH 1960) (S. 30). „This is probably an introduced species which is well established only in the north-eastern United States and Canada“ (CHRISTIANSEN & BELLINGER 1998) (S. 905). In Süd-England ist sie als baumsteigende Art sehr häufig, z. B. mit 508 von 1210 Individuen, d. h. mit 42 % der Collembolen-Individuen (BOW-

DEN et al. 1976) (S. 302). In der vorliegenden Untersuchung im Beobachtungsjahr 1999 zunächst nur als Überwinterungsgast gefunden, aber in den folgenden Jahren auch im Herbst zahlreich und ist mit fast 50 % der Individuen-Abundanz in dieser Jahreszeit als Herbststart der Baumkrone zu bezeichnen (Abb. 9). Die Sommermonate verbringt die Art in der Streuschicht der Wiese. Nach diesem saisonalen Muster der Abundanz ist die Art als austrocknungsempfindlich zu klassifizieren (vgl. BAUER 1979).

Orchesella villosa (GEOFFROY, 1762). Verbreitung: Europa. Größe 4 mm.

Mit nur zwei Individuen (Januar 2002 und Januar 2003) als eher seltene Art bzw. als Überwinterungsgast der Krone zu bezeichnen. *O. villosa* lebt in der Bodenaufgabe (in dieser Untersuchung am Standort nachgewiesen) und auf Makrophyten. Lichte Standorte scheint sie im allgemeinen zu bevorzugen (BOCKEMÜHL 1966) (S. 724). Ausführliche Angaben zur Morphologie und über Farbvarianten bei STACH (1960) (S. 79-84).

Tomocerus vulgaris (TULLBERG, 1871). Verbreitung: Holarktis. Größe 3,5 mm.

In der Probe „BBA“ mit einem Exemplar vertreten (März 2000). Eine mehr hydrophile Art der Wiesen und Strauchschicht, ebenfalls in der Bodenaufgabe vorkommend.

Willowsia nigromaculata (LUBBOCK, 1873). Verbreitung: Holarktis. Größe 2 mm.

Eine xerotherme Art, die auch in Vogelnestern gefunden wurde. Mit insgesamt 48 Individuen in dieser Untersuchung. Im Jahre 2003 von Februar bis Oktober mit je einem Exemplar bis maximal vier Exemplaren gefunden; in 2004 von Juli bis November mit monatlich drei bis sieben Tieren vertreten.

Besonders an Rinden und Flechten alleinstehender Bäume (PALISSA 1964) (S. 218), wie auch im Untersuchungsgebiet.

Willowsia platani (NICOLET, 1842). Verbreitung: Europa. Größe 2,5 mm.

Eine relativ häufige xerophile Art der Zweige und Äste von Obstbäumen. Nach PALISSA

(1964) (S. 218): „An Rinden und Flechten alleinstehender Bäume“. In dieser Untersuchung mit ca. 380 Tieren vertreten, damit steht die Art auf Rang 5 der Collembolen-Synusie. Eine Sommer- und Herbststart mit ca. 73 % des Aufkommens in diesen Jahreszeiten (Abb. 10).

Symphyleona (Kugelspringer)

Bourletiella hortensis (FITCH, 1863). Verbreitung: Holarktis. Max. Größe des Weibchens 1,8 mm, des Männchens 1,2 mm. Eigene Exemplare 0,38 bis 0,75 mm.

Bourletiella hortensis ist wohl in ganz Europa verbreitet, wahrscheinlich Kosmopolit. Kann durch Benagen von Gartenpflanzen schädlich werden (GISIN 1960) (S. 286). „*B. hortensis* is very probably a cosmopolite species, which is so widely distributed owing to the transport of many cultivated plants by man“ (nach STACH 1956) (S. 155). Weitverbreitet in USA und Canada (CHRISTIANSEN & BELLINGER 1998) (S. 1312). Mit 35 Individuen in der Aufsammlung vertreten, besonders in den Jahren 1999 von Juni bis Oktober mit einem Exemplar im Juni, September und Oktober; mit sieben Individuen im Juli und 13 im August und in 2000 von Mai bis September mit monatlich je einem Tier bis vier Tieren. Der Schwerpunkt des Auftretens liegt nach diesem Material im Sommer, wegen der geringen Anzahl der Individuen ist die Einstufung der Art als „Sommerart“ der Baumkrone jedoch noch unsicher.

Deuterosminthurus repandus (AGREN, 1903) Verbreitung: Europa. Größe 0,3 mm.

Ist im Beobachtungsjahr 2005 in je einem Exemplar im April und Mai aufgetreten. Die Art ist sehr klein (0,3 mm), jedoch durch ihre zitronengelbe Färbung und die beiden dunkelbraunen Augenflecken sehr gut anzusprechen (bei 40facher Vergrößerung). Morphologische Details bringen STACH (1956) (S. 166-171) und PALISSA (1964) (S. 262).

Deuterosminthurus sulphureus (KOCH, 1840); (*flavus*, GISIN, 1946). Verbreitung: Europa Größe Männchen 0,75 mm; Weibchen 0,9 mm.

Diese sehr kleine Art ist durch ihre zarte zitronengelbe Färbung ausgezeichnet. Bei STACH (1956) (S. 159) Angaben zur Morphologie. In

der Baumkrone ein Exemplar im August 2000; in 2001 fanden sich in den Proben vier Tiere im Juni und ein Exemplar im September. In 2002 im Juli vier Tiere, im August und September je ein Exemplar. Das Jahr 2004 brachte mit 20 Tieren das Maximum des Auftretens, und zwar im Juli ein Individuum, im August neun, im September zehn Tiere. Eine Einstufung als „Sommerart“ kann man nach diesen Werten postulieren.

Die vorläufige Auswertung der Aufsammlungen des Jahres 2005 ergab eine weitere Collembolenart, nämlich *Deuterostminthurus repandus* (AGREN, 1903). Unsicher bleibt die Zuordnung von *Entomobrya cf. handschini* STACH, 1922.

Die gesamte Artenübersicht nach Standorten einschließlich des Sammeljahres 2005 ist in Tabelle 3 zusammengefasst.

Arten-Dominanz und Individuen-Abundanz

Collembola sind der Mega-Gilde Detritivore/Mikrophytophage zuzuordnen. Ihre Nahrung besteht aus Bakterien- und Algenbelag, totem Holz und Kotballen; beobachtet wurde aber auch tierische Nahrung: Insekten-Eier, Tardigrada und Rotatoria (DUNGER 2003). Sind diese biotischen Ressourcen, zu denen noch als abiotisch bestimmende Größe die relative Luftfeuchte tritt, in ausreichendem Masse vorhanden, können Collembolen umfangreiche Populationen mit einigen Millionen Individuen nur einer Art bilden.

Collembolen, primär flügellose Arthropoden, sind in dieser Untersuchung im Gesamtkollektiv von 42 000 Arthropoden mit 16 % vertreten ($n = 6900$ Tiere, 1999 – 2004, Abb. 11) und belegen damit Rang 2 im Rahmen der Mega-Gruppen (Rang 1 mit 13 025 Individuen stellen die phytosugen Insekten). In der Phase der Vollbelaubung des Baumes (1999 – 2001) ist eine jeweils hohe Populationsdichte von bis zu drei Arten gegeben: *Entomobrya nivalis*, *Isotoma arborea*, *Entomobrya multifasciata* (Rangfolge 1 bis 3 der Individuen-Abundanz). Die Populationsdichte geht jedoch drastisch zurück, nachdem ab Herbst 2002 der Totholzanteil bis ca. 40 % der Zweige und Äste in der Krone perma-

nent zunimmt. Außer abiotischen Faktoren (z. B. geringer Niederschlag, Trockenheit) sind teilweise auch Prädatoren ein regulierender Faktor der Populationsdichten. In Fütterungsversuchen zeigten sich Spinnen als Hauptfeinde der Collembolen, daneben aber auch Acarina, insbesondere Trombidiidae. Diese Zusammenhänge sollen in einem speziellen Kapitel (Prädatoren der Collembolen) diskutiert werden.

Eine allgemeine Beschreibung des Auftretens der Collembola während der Untersuchungszeit (1999 – 2004) ergibt durchschnittlich 1127 Individuen p. a.; den generellen Verlauf der Populationsdynamik zeigt Abb. 12. Unter diesem Durchschnitt, mit einem Minus von 513 bis 688 Individuen, liegen die Jahre 1999, 2003 und 2004. Ein Plus weisen die Jahre 2000, 2001 und 2002 auf. Die Spanne reicht von +4 Tieren (2002) bis +1174 Exemplaren in 2001. Die relativen Werte sind ebenfalls zusammengefasst in Abb. 12, unterster Kurvenzug. Im Rahmen des Arthropodenaufkommens stellen die Collembolen 7,2 % bis 20,2 % der Individuen, die relative Abundanz, bezogen auf die gesamte Arthropoden-Synusie ist als niedrig, d. h. im unteren Mittelfeld liegend zu charakterisieren.

Herausragend innerhalb der Collembolen-Synusie ist die häufigste Art, *Entomobrya nivalis*. Sie wird daher auch ausführlicher darzustellen sein, da sie mit ihrer Abundanz zahlenmäßig die gesamte Struktur der Synusie bestimmt.

Diese ubiquitistische Art begründet auch das Überwiegen der Familie der Entomobryiden und wird von ihr auch in diesem Rahmen dominiert. Die Entomobryiden stellen die individuenstärkste Gruppe, gefolgt von Isotomiden und Hypogastruriden. Eine geringe Abundanz weisen die Kugelspringer (Sminthuridae) auf (Abb. 13).

Die Abundanz aller Arten soll zunächst als Saison-Muster betrachtet werden (vgl. auch Abb. 4-10 und Abb. 14). Einwandfrei zu dokumentieren sind Maxima/Minima nach Jahreszeiten, und zwar als Oszillationen um den exponentiellen Trend (Berechnung mit Harvard Chart XL): Ein individuenstarkes Wintermaximum wird hauptsächlich gebildet von *Isotoma arborea*; desgl. ein Herbstmaximum, das etwa 50 % des Wintermaximums umfasst (Abb. 5).

Die übrigen saisonalen Abundanzen im Frühjahr und Sommer werden von den unterschiedlichsten Arten gestellt, wie bereits diskutiert (vgl. Anmerkungen zu den Arten). Eine Zusammenschau spiegelt diese Verteilung (Abb. 15). Besonders herauszustellen ist der sog. Jahrhundertssommer 2003 (Abb. 16) mit einer verstärkten Zuwanderung von Überwinterungsgästen. In hohen Individuenzahlen tritt hierbei *Isotoma arborea* (L.) in Erscheinung (Abb. 16). Dieses Auftreten war ein ökologisch auffälliges, abiotisch begründetes Charakteristikum (Zunahme der Luftfeuchte) in der gesamten Collembolen-Synusie nach diesem Jahrhundertssommer 2003 (SIMON, 2003b).

***Entomobrya nivalis* L. als dominierende Art der Baumkrone.**

Das Vorherrschen der Baumcollemböle *E. nivalis* ist ein auffälliges Charakteristikum der untersuchten Kronen (Abb. 17). Mit 50 % Individuen-Anteil ist *E. nivalis* in der Synusie der Baumkrone am Standort „Hausgarten“ vertreten. Dieser Anteil steigert sich auf 95 % am Standort „Versuchsgarten“ der BBA in Darmstadt (Abb. 18). Im Jahrhundertssommer 2003 steigt der Anteil der *E. nivalis* Individuen auf 54,2 %, bei allerdings insgesamt nur 619 aufgesammelten Collembolen. In 2004 ist eine starke Minderung der Populationsdichte zu konstatieren bei nur 24 % Individuenanteil in den Proben. Aufgesammelt wurden insgesamt 680 Individuen. Offenbar war die Eiablage und demnach auch das Heranwachsen von Jungtieren durch die Trockenheit in 2003 stark beeinträchtigt, da 2004 nur wenige juvenilen/subadulten Individuen gefunden wurden (vgl. Tabelle 1). Es hat den Anschein, dass eine Artenverschiebung (Sukzession) von Entomobryiden stattgefunden hat, da z. B. die Abundanz von *Entomobrya multifasciata* signifikant zunimmt. Diese Feststellung betrifft die Jahre 2004 und, soweit ausgewertetes Material vorliegt, auch 2005 (s. unten).

Entomobrya nivalis ist im Verhalten gekennzeichnet durch eine auffällige Beweglichkeit. Sie drückt sich aus in schnellem Lauf und in den meist sehr lebhaften Fühlerbewegungen. Das letzte Fühlerglied (F-4) ist das wichtigste Tastorgan (Abb. 19). Bei adulten Exemplaren beträgt seine Länge 18 bis 30 % der Körperlänge;

bei juvenilen und subadulten Tieren sind 20 bis 27 % von F-4 bezogen auf die Körpergröße nicht ungewöhnlich (Abb. 19). Diese positive Allometrie weist auf die große Bedeutung dieses Organes hin. Besonders mit dem Fühlerglied F-4 werden charakteristische Bewegungen ausgeführt: F-4 wird im rechten Winkel zum Substrat hin abgelenkt, es erfolgen zitternde Bewegungen und ein Abtasten des Substrates. F-4 wird danach oft am Boden der Beobachtungsschale entlanggeführt, wischende Bewegungen in der Horizontalebene dienen dem Erkunden des „Geländes“. Dieses Verhalten ist olfaktorisch zu begründen, da Bläschen an F-4 als Sinnesorgane aufzufassen sind. ALLMEN & ZETTEL (1982) schlagen vor, die Länge von F-4 als Größenmaß für die Art und ihre Entwicklungsstadien zu benutzen. F-4 Länge und Körperlänge sind mit einem relativ breiten Schwankungsbereich positiv korreliert (op. cit., S. 921-922).

Im Untersuchungszeitraum 1998 (Vorversuch) bis 2004 stellt *E. nivalis* 50 % aller Collembolen und erreicht damit die höchste Abundanz in der gesamten Collembolen-Synusie (Abb. 11). Dieses Auftreten ist jedoch an die unterschiedlichen Temperaturen und Niederschläge der sechs Untersuchungsjahre gebunden (Abb. 20). Nach einer generellen Zusammenfassung ergeben sich folgende relative Abundanzwerte:

- 1999: 91,5 % der Collembolen-Synusie stellt *E. nivalis*, n = 402
- 2000: 44,1 %, n = 776
- 2001: 38,6 %, n = 889
- 2002: 73,3 %, n = 829
- 2003: 54,7 %, n = 336
- 2004: 31,1 %, n = 161
- 2005: 45,8 %, n = 264; Arthropoden insges.: 1606 (Vorläufiges Ergebnis).

Diese Zusammenstellung ist bedingt durch die Sammeltechnik, die Sammelzeiten (frühmorgens, später Nachmittag) und durch die abiotischen Bedingungen der Sammeljahre.

Entomobrya nivalis ist in Süd-Hessen eine ausgesprochene „Sommerart“ (vgl. auch Abb. 8 und Abb. 20). Sie hat eine ökologisch signifikante Bedeutung im Nahrungsnetz der Krone. Eine generelle Übersicht verdeutlicht diesen

Sachverhalt für die gesamte Untersuchungszeit 1999 – 2004 (Abb. 20 und Tab.1 und SIMON, 2001b: Abb.14). Dieser Sommeraspekt gilt jedoch nicht für die Entwicklungsstadien (juvenil und subadult, 0,4 bis 0,9 mm Körpergröße). Für die Region Süd-Hessen und den speziellen Standort ist einwandfrei im Mai die größte Abundanz der beiden Entwicklungsstadien auszumachen (Abb. 21). Eine solche allgemeine Regel ist nicht auf alle Jahre übertragbar. Zum Vergleich eignen sich besonders die Jahre mit der höchsten Abundanz der Collembolen (insgesamt 889 Individuen), nämlich 2001 und das Jahr 2003 mit dem sog. „Jahrhundertsommer“ und lediglich 336 Individuen. Die Sammeltechnik war dabei gleichbleibend, so dass dadurch keine Beeinträchtigung der Fangergebnisse anzunehmen ist. Das Jahr 2001 war im Durchschnitt niederschlagsreich mit erniedrigten Temperaturen gegenüber dem langjährigen Durchschnitt, so dass die Entwicklungsstadien von *E. nivalis* erst im Juli mit erhöhtem Anteil

auftraten (Abb. 22). In 2003 dagegen sind die Jugendstadien der Art wieder im Mai und Juni zu finden. Im niederschlagsarmen Sommer (Juli, August) ist eine stark erniedrigte Population der Stadien anzutreffen (Abb. 23). Ausschlaggebend für diese niedere Abundanz ist die Trockenheit in diesen Monaten und dadurch verursacht die niedrige relative Luftfeuchte (Minimum 42 %). Diese Bedingungen sind für die zarthäutigen Entwicklungsstadien als pessimal einzustufen.

Die saisonale Populationsentwicklung zeigt eine weitere Besonderheit, die als „Herbstabundanz“ bezeichnet sei: Im Jahre 2001 fanden sich im September und Oktober 148 Individuen (111 adult, 37 juvenil/subadult). In 2002 war die Abundanz etwas höher (vgl. Tabelle 1). Das Jahr 2003 erbrachte in diesen Monaten nur zwei Tiere, ein adultes und ein juveniles Individuum. Im Jahre 2004 erfolgte die Umschichtung der Abundanzen von *E. nivalis* mit nur 161 Individuen zu *E. multifasciata* mit 216 Individuen.

Tabelle 1. *Entomobrya nivalis*: Zuordnung adulter und juveniler/subadulter Individuen nach Jahren und Monaten. In 2004 wurden nur 32 Juvenes gefunden, in 2005 deutet sich eine leichte Erholung der Population an mit 82 adulten, jedoch nur 39 juvenilen/subadulten Individuen.

Jahre	1999	1999	2000	2000	2001	2001	2002	2002	2003	2003	2004	2004	Summen
Monate	Adult	Juv.											
Januar	-	-	5	-	35	4	6	1	10	-	-	0	61
Februar	49	-	75	5	23	3	77	8	20	7	-	0	267
März	16	-	62	-	49	-	76	3	8	-	-	0	214
April	65	-	45	8	59	-	35	5	9	1	-	0	227
Mai	67	9	42	91	17	30	83	82	94	46	-	0	561
Juni	67	4	95	33	210	38	114	40	43	45	4	1	694
Juli	52	5	35	14	147	62	95	48	26	23	12	4	523
August	31	1	72	41	51	13	56	37	1	1	21	6	331
Sept.	20	1	61	31	29	5	21	17	1	1	54	5	246
Okt.	14	1	42	19	82	32	12	13	-	-	33	15	363
Nov.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	1	6
Summen	381	21	534	242	702	187	575	254	212	124	129	32	3425

Deutlich ausgeprägte Maxima liegen vor für *E. nivalis* im September mit 54 adulten Tieren; für *E. multifasciata* zeigte sich ein solches für August mit 41 Individuen in 2005. Die spezielle Populationsdynamik und Phänologie der Entwicklungsstadien beider Arten ist an zahlreichem Material noch detailliert abzuklären.

Die Collembolen Synusie als Komponente der Gilde „Detritivore/Mikrophytophage“

Die Gilde der Detritivoren/Mikrophytophagen ist in dieser Untersuchung mit vier signifikanten Gruppen vertreten:

1. Collembola; 6900 Individuen
2. Psocoptera; 3250 Individuen
3. Diplopoda; 612 Individuen
4. Isopoda; 55 Individuen
5. Weitere Detritivore/Mikrophytophage sind zu finden bei den Coleoptera und den Milben (Oribatidae). Ihre Abundanzen sind gering; sie werden in diesem Kontext nicht detailliert behandelt.

Mit insgesamt etwa 10 600 Exemplaren stellt die Nahrungsgilde der Detritivoren/Mikrophytophagen nach den Homoptera (phytosuge Insekten mit insgesamt 13 000 Tieren) eine derjenigen Gruppen, die von den Ressourcen der Apfelbaumkrone direkt profitieren. Beide Gruppen, Detritivore/Mikrophytophage und Pflanzensauger, bilden die Basis der Nahrungspyramide und sind mit ihren Individuen-Abundanzen die dominierenden Primärkonsumenten der Krone.

Die Nahrung der Collembolen ist für die Zuordnung zur Gilde der Detritivoren/Mikrophytophagen mit dem Anteil an organischem Zerreibsel (Detritus) maßgebend, aber auch durch die Aufnahme von Flechten, Pilzhyphen und Algen, den sog. Mikrophyten.

Die nächste Gruppe in der Abundanz-Skala dieser Gilde sind die Psocopteren mit 3250 Individuen. Ihre Nahrung besteht ebenfalls hauptsächlich aus Mikrophyten. GÜNTHER (2003) (S. 303) gibt Hinweise zu Vorkommen, Verbreitung und Lebensweise: Die Arten sind vorwiegend Blatt- oder Rindenbewohner von Bäumen, Sträuchern und Stauden. Meist leben

sie auf vitalen oder toten Blättern. Alle Psocoptera sind wärmeliebend, die meisten mitteleuropäischen Arten sind erst ab Juli imaginal anzutreffen. Die Rindenläuse sind hygrophil, sie suchen mit Vorliebe die dunkleren Schattenseiten der Bäume auf. Diese Fakten treffen auch auf die in der Baumkrone lebenden ca. acht Arten der Psocoptera zu.

In der gesamten Untersuchungsphase sind beide Gilden-Gruppen mit ihrem jeweiligen Maximum im Jahre 2001 vertreten (Abb. 24). Dies ist ursächlich auf die besonderen klimatischen Verhältnisse in diesem Jahr zurückzuführen, nämlich erniedrigte Temperaturen und relativ reichlich Niederschlag (vgl. Kapitel Klima). Prägend für die niedrige Abundanz in 2003 war der trocken-heiße Sommer. Im Jahre 2004 erfolgte eine gewisse Erholung der Gruppen, jedoch auf relativ niedrigem Abundanz-Niveau.

Eine Zusammenfassung der saisonalen Abundanzen zeigt ein beachtenswertes Muster. Das Auftreten der Collembolen folgt den bereits dargestellten Phasen Winter, Frühjahr, Frühsommermaximum, Sommerminimum und Herbst/Wintermaximum (Abb. 15).

Die Psocoptera dagegen treten versetzt auf mit einem absoluten Maximum im Juli und füllen damit komplementär das Sommerminimum der Collembolen auf. Mit diesem alternierenden Auftreten liegt ein Hinweis auf eine saisonale Nischennutzung vor. Eine saisonal getrennte Besetzung der Nischen erlaubt den beiden individuenreichen Gruppen eine konkurrenzarme Situation im Bereich der Nahrungsressourcen und dem Aufsuchen von Mikrohabitaten (Rinde, Flechten). Die Hypothese einer Nischenseparierung wurde bereits für das Untersuchungsjahr 1999 vertreten (SIMON 2000) (S. 177) und kann nun für die Folgejahre bis 2004 trendmäßig bestätigt werden.

Eine Art dieser Gilde, der Hundertfüßer *Polyxenus lagurus* (L.), ist in niedriger Abundanz aufgetreten und zwar mit 612 Individuen von 1999 – 2004. Die Individuenzahlen gehen während dieser Beobachtungsperiode stark zurück und sind als negative exponentielle Kurve darzustellen (Abb. 25). Da die Abundanzen gering sind, wird auf eine ausführliche saisonale Analyse verzichtet. Generell lässt sich festhal-

ten: Die maximalen Abundanzwerte werden in den Monaten Juni bis August erreicht; im niederschlagsarmen Jahr 2003 liegt das Maximum des Auftretens im Juli. In diesem Monat gab es noch einige Niederschläge (74,2 mm pro m²). Elektronenoptische Einzelheiten zur Morphologie und Daten zur Phänologie dieser einzigen deutschen Art der Familie Polyxenidae sind in einer separaten Darstellung vorgestellt worden (SIMON 2004c).

Auch Krebstiere sind in der Krone vertreten, und zwar mit der kiemenatmenden Mauerassel *Oniscus asellus* L. Insgesamt wurden 55 Tiere aufgesammelt (Abb. 25). Diese geringe Abundanz erlaubt keine weitergehenden ökologischen Analysen.

Die Populationen der Detritivoren folgen der Historie des Baumes: Vollbelaubung war von 1999 bis Sommer 2002, ab Spätsommer 2002 erfolgt eine starke Zunahme von Totholz. Dies bleibt nicht ohne Einfluss auf die Abundanz der Gildenmitglieder (Tab. 2). Detritivore/Mikrophytophage sind im Jahre 2002 mit ihrer maximalen relativen Abundanz vertreten (45,3 %). Es lässt sich unter Benutzung aller relativen Abundanzwerte aus dieser Tabelle eine theoretische Trendlinie, analog einer linearen Regression, berechnen (System Harvard Chart XL). Die Ergebnisse zeigt Abb. 26. Die Trends für die Beobachtungsperiode fallen eindeutig aus: Phytophage nehmen ab (obere Trendlinie); Detritivore/Mikrophytophage dagegen nehmen zu (Trendlinie mit den Gruppen Collembola, Psocoptera, *Oniscus* und *Polyxenus*). Antago-

nisten der genannten Gilden, nämlich Prädatoren und Parasitoide nehmen trendmäßig mit leicht negativen Werten ab (Abb. 26: Untere Trendlinien). Die (theoretischen) Trends stehen in einem gewissen Widerspruch zu den beobachteten Werten und sind lediglich als längerfristige populationsdynamische Hinweise zu interpretieren.

Prädatoren der Collembolen: Koinzidenzen von Räuber und Beute

In Theorien zur Populationsdynamik spielen die Räuber-Beute-Koinzidenzen eine stark diskutierte Rolle. Die Abhängigkeiten der Beutepopulationen in Folge eines regulierenden Effekts durch räuberische Antagonisten sind jedoch nur selten direkt nachweisbar, so dass wir auf mittelbar festzustellende Relationen zurückgreifen müssen, nämlich die Koinzidenzen der beiden Gruppen. In diesem Sinne sind die nachstehend angeführten Fakten aufzufassen.

Als dominante Prädatoren sind vor allen anderen Gruppen die Araneida und ihre ökologische Relevanz zu diskutieren. In sechs Beobachtungsjahren wurden 2770 Araneida gesammelt, d. h. im Durchschnitt 7 % der Arthropoden gehören zu dieser Prädatoren-Gruppe. In diesen sechs Jahren waren sie jeweils mit Hunderten von Individuen vertreten, das Maximum mit 702 Tieren lag in 2000, das Minimum mit nur 172 Individuen im Jahre 2004. Insgesamt folgt das Auftreten der Spinnen einem negativen exponentiellen Trend (Abb. 27) und spie-

Tabelle 2. Arthropoden insgesamt und klassifizierte Gilden im Zeitraum 1999 bis 2004. Berechnet nach kumulierten Jahreslisten (vgl. Material und Methode).

Gruppen/Sammeljahre	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Arthropoden N	6166	11253	11391	5652	3459	4367
Prädatoren %	21	17,4	13,7	15,8	21,8	14,7
Parasitoide %	3,95	6,1	5,2	4,1	6,7	2,8
Detritivore %	19	30,1	34,9	45,3	25,7	28,4
Phytophage %	55,2	46,4	46,2	34,9	45,9	53,6

gelt damit die Populationsbewegung der Arthropoden insgesamt wider. Die relativen Abundanzen waren:

- Für 1999: 9,4 % der Arthropoden-Synusie
- Für 2000: 6,2 %
- Für 2001: 4,6 %
- Für 2002: 8,4 %
- Für 2003: 9,1 %
- Für 2004: 3,9 %.

Beachtenswert ist in dieser Reihe insbesondere der hohe Anteil der Araneida im Jahrhundertssommer 2003. Den Collembolen standen in diesem Jahr eine starke Spinnen-Population als Antagonisten gegenüber, was sicherlich, neben der sommerlichen Trockenheit, zu deren geringem Aufkommen beigetragen hat. Im Winter sind spezielle Verhältnisse zu beachten, was Spinnen als Antagonisten der Collembolen betrifft: Bereits AITCHISON (1984) wies darauf hin, dass Araneida bei Temperaturen bis $-2\text{ }^{\circ}\text{C}$ noch aktiv sind und dann vorzugsweise Collembolen erbeuten. Auch größenmäßig passen Collembolen mit einer Körpergröße von ein mm bis drei mm in das Beuteschema der kleineren Araneida, wie z. B. der Linyphiidae (op. cit., S. 303).

Die monatlichen Zyklen (Abb. 28: Zyklischer Trend) sind im Maximum konzentriert auf Juni bis September mit 230, 637, 746 und 432 Individuen. Diese Werte sind geprägt durch die hohen Individuenzahlen der Jahre 2000 bis 2002.

Alle Populationsbewegungen der Arthropoden werden primär von der Temperatur gesteuert. Die Luftfeuchte (relativ und absolut) ist jedoch für einige Collembolen-Arten (z. B. *Isotoma arborea*) von primärer Bedeutung.

Bemerkenswert jedenfalls ist, dass neben den Araneida auch zwei weitere Prädatoren der Collembolen dieses hauptsächlich von der Temperatur geprägte populationsdynamische Muster zeigen. Es handelt sich um das Auftreten der Trombidiidae mit der Art *Trombidium holosericeum*, L. und des Opilioniden *Phalangium opilio*, L. (Abb. 29). Sie stellen mit 548 bzw. 534 Individuen jeweils ca. 1,3 % aus dem Kollektiv der beobachteten 42 000 Individuen.

In den Beobachtungsjahren treten zwei Populationsmuster auf: Die Trombidiidae zeigen von 1999 bis 2001 eine mittlere Populationsdichte, die auf ein Maximum in 2002 zuläuft. Im Jahrhundertssommer 2003 erfolgt ein starker Abfall der Individuendichte, gefolgt von einer leichten Erholung in 2004 (Abb. 29: Verlauf Trombidiidae). Die Opilionida dagegen zeigen eine permanente exponentielle Abnahme der Individuendichte (Abb. 29: Verlauf Opilionida). Die Ursachen für diese Populationsbewegungen sind primär witterungsbedingt (vgl. Kap. Klima und die Besonderheiten der Untersuchungsjahre). Die monatlichen Maxima liegen für Trombidiidae im Mai, für die Opilionida dagegen im August (Einzelheiten vgl. Abb. 30). Eine zeitversetzte Nischenseparierung dieser Prädatoren ist damit angedeutet.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Koinzidenzen der Prädatoren zu Collembolen mit dem Maximum des Collembolenauftritts eindeutig positiv korreliert sind. Ob durch diese Muster des Prädatorenaufkommens eine wesentliche Minderung der Collembolen-Synusie erfolgt, muss allerdings noch spekulativ bleiben. In denjenigen Monaten, in denen Collembolen häufig auftreten, sind auch in der Regel ihre Prädatoren mit hoher Abundanz vertreten. Die Populationen beider Gruppen sind sicherlich mehr von klimatischen Bedingungen als von (nachweisbaren) Räuber-Beute-Aktionen gesteuert. Dies gilt auch für weitere Collembolenräuber, wie z. B. Heteroptera (vgl. SIMON, 2007: Das Ökosystem Apfelbaumkrone im Spiegel seiner Raubarthropoden-Synusien. *Insecta*, 10, 2007, S. 25-48).

Diskussion

Das saisonale Auftreten der Collembolen wird in der Regel von den Faktoren Nahrungsangebot und relative Luftfeuchte bestimmt. Die Temperatur im Habitat ist weniger ausschlaggebend, da einige Arten hitzeresistent, andere wiederum kältetolerant sind und auch bei Temperaturen um den Gefrierpunkt noch aktiv sein können (vgl. Winterarten, besonders *Isotoma arborea* aber auch die Herbst- und Wintergeneration von *E. nivalis*). Die Maxima des Auftretens von Detritivoren (Collembola, Psocoptera,

Polyxenus, *Oniscus*) im Kronenraum des Apfelbaumes stellen sich verschiedenartig dar, wie bereits demonstriert wurde (vgl. Abb. 25). Als vorläufiges Erklärungsmodell mit determinierender Steuerungsfunktion für die beobachteten Individuenverteilungen bietet sich neben der Temperatur der Verlauf der relativen Luftfeuchte an. Untersucht man die Maxima des Auftretens von Collembolen und Psocopteren zeigen sich folgende Zusammenhänge:

Das Maximum des Collembolenauftretens liegt in den Monaten April bis Juli mit einer durchschnittlichen relativen Luftfeuchte (Nachmittag) von 63,5 %. Im November mit einer stabilen hohen relativen Luftfeuchte ist durch die Winterart *Isotoma arborea* ein Maximum des Auftretens der Collembolen ersichtlich. Dann wird der längerfristige Durchschnitt von 63,5 % in den Monaten April bis September leicht überboten. Die maximale Individuendichte der Rinden- und Flechtenbewohnenden Psocopteren liegt in den Monaten Juli bis September mit einer durchschnittlichen relativen Feuchte (Nachmittag) von 59,9 %, also mit Werten, die den allgemeinen Durchschnitt von 63,5 % unterschreiten.

Zu beachten sind bei einer Untersuchung zur Populationsdynamik besonders auch Wanderbewegungen der Collembolen vom Boden und aus Rindenspalten auf die exponierten Mikrohabitate „Zweige und Blätter“ im Kronenbereich, und zwar in den Monaten Oktober und November mit dem Beginn des Wintermaximums der Arten *Isotoma arborea* und teilweise auch *Orchesella cincta* mit andauernder aber geringerer Abundanz (vgl. Abb. 5 und 9). Die Steuerungsfunktion der relativen Luftfeuchte ist im Rahmen des Mikroklimas in der Krone nicht zu unterschätzen. Sie wurde bereits von BAUER (1979) experimentell untersucht. Einige Arten bevorzugen eine relative Luftfeuchte von mehr als 95 %; diese Verhältnisse waren frühmorgens in der Krone immer gegeben, auch in den Sommermonaten Juni bis August. Unterschiedliche Temperaturen haben für Collembolen keine herausragende generelle Bedeutung für das Besiedeln des Apfelbaumes und bestimmte Aktivitätsphasen (z. B. Nahrungsaufnahme, Eiablage, Schlüpfen von Jungtieren) zu unterschiedlichen Jahreszeiten. Es konnte

nachgewiesen werden, dass *E. nivalis* mit kälteadaptierten Stämmen auch als Winterart eingestuft werden kann. *E. nivalis* kann ihre Hämolymphe osmotisch kontrollieren und zwar unabhängig vom Wassergehalt des Körpers (MEIER & ZETTEL 1997). Die dazu notwendigen Substanzen (z. B. Polyole) werden besonders im Bereich der Minustemperaturen produziert (MEIER & ZETTEL 1997) (S. 303). Umfassende, detailreiche Freiland- und Laboruntersuchungen von ALLMEN & ZETTEL (1982) (S. 925) an *E. nivalis* Populationen in der Schweiz ergaben: Man kann zwei unterschiedliche Wandertypen postulieren: 1. Adulte Weibchen, die sich vom Sommer bis in den Herbst in Flechten der Baumkrone aufhalten, suchen zur Eiablage die Streuschicht auf. Die juvenilen Tiere der neuen Generation wandern nach einer bis zwei vollendeten Häutungen in die Baumschicht. Es wird vermutet, dass die Bodenfeuchtigkeit dieses spezielle Verhalten steuert. 2. Der größte Teil der Population verlässt bei Wintereinbruch ihr Sommerhabitat und überwintert in Rindenspalten der im Untersuchungsgebiet vorhandenen Fichten (Schweiz, Gurnigel-Gebiet, 1580 m über Meereshöhe). Dieser Überwinterungsmodus scheint etwas zeitversetzt in der Oberrheinebene ebenfalls vorzuliegen (SIMON, 1999b: Abb. 12, und diese Untersuchung Abb. 21, adulte Tiere). Die Kälteresistenz wird wahrscheinlich in Abhängigkeit von erniedrigten Temperaturen und der Photoperiode im Spätherbst aufgebaut (VON ALLMEN & ZETTEL 1982). Die Unterkühlungstemperaturen können im Winter bis auf -18 °C fallen; Eier haben einen konstanten Unterkühlungspunkt von -27 °C (VON ALLMEN & ZETTEL 1984).

Für die Entomobryiden spielen die Nahrungsangebote auf Rinde eine das Auftreten ebenfalls steuernde Rolle. Genauen Aufschluss darüber verdanken wir u. a. den Freiland- und Laboruntersuchungen von ALLMEN & ZETTEL (1982) (S. 925) an *Entomobrya nivalis*-Populationen in der Schweiz.

Entomobryiden sind größtenteils Blatt- und Rindensbewohner. Die Nahrungsangebote dort sind eine wichtige Nahrungs-Komponente für diese Collembolen. Informationen darüber verdanken wir den Reihenuntersuchungen im Gelände von PRINZING (1997) sowie PRINZING &

nente ist signifikant ausschlaggebend für die Zusammensetzung von Collembolen-Synusien. Dies kann an den beiden Standorten der Apfelbäume nachgewiesen werden. Verglichen sei der Standort „Hausgarten“ (Abb. 31) in Gernsheim/Rhein als Streuobstwiese mit sonnigem, trockenen Standortcharakter mit dem Standort „Versuchsgarten der BBA“ in Darmstadt (Abb. 32), der als „Feuchtwiese“ bezeichnet werden kann (Tabelle 3). Das Vorherrschen von *E. nivalis* gilt für beide Untersuchungsorte, wobei die Feuchtwiese (BBA) von *E. nivalis* mit einer Abundanz von 615 Individuen (relative Abundanz 95 %) dominiert wird. Das Artenspektrum ist mit zehn Arten geringer als am Standort Streuobstwiese mit 16 Arten. Die beiden hygrophilen Arten *Tomocerus flavescens* und *Lepidocyrtus paradoxus* sind nur am Standort „BBA“ nachgewiesen. Die monatlichen, saisonalen Abundanzwerte verlaufen als eine mit den Temperaturen positiv korrelierte Wellenbewegung um einen variablen Mittelwert (Abb. 14). Ihr Verlauf wird fixiert durch Maxima im ausgehenden Winter (Februar), Frühsommer (Juni) und Herbst (Oktober). Diese generelle Deskription gilt naturgemäss nicht für alle Beobachtungsjahre, wie die Detailanalyse zeigt (vgl. Abb. 15). Hierbei ist besonders auf das Sommerminimum der Abundanz hinzuweisen, welches für die Monate Juli, August und September gilt (Abb. 15). Seine extreme Ausprägung zeigt dieses Minimum im Jahrhundertssommer 2003 im August und September mit nur drei beobachteten Individuen. Eine scheinbare Erholung der Collembolen-Populationen erfolgt im Oktober 2003, jedoch nur durch eine Art, nämlich *Isotoma arborea* (Abb. 16). Die Populationsdynamik dieses Trockenjahres wird besonders auffällig im Vergleich mit dem Normaljahr 2002 (Abb. 16). Eine vergleichende Untersuchung der Populationsdynamik innerhalb der Gilde Detritivore/Mikrophytophage ergibt Hinweise zu bemerkenswerten, primär klimatisch bedingten Abundanzen für die verschiedenen Jahre. Collembolen und Psocopteren treten mit absoluten Maxima im Jahre 2001 auf, danach erfolgen stetige Rückgänge der Populationsdichte beider Gruppen. Der zunehmende Totholzanteil hat also nicht fördernd positiv auf die Populationsstärke gewirkt (Abb. 24). Einen

starken (exponentiellen) Rückgang der Abundanz finden wir bei *Polyxenus* (Hundertfüßer) mit seinem Abundanzmaximum in 1999, mit der Aufsammlung frühmorgens und einer hohen relativen Luftfeuchte, während die Assel *Oniscus* ein Maximum in 2000 aufweist, einem Jahr mit stark erhöhtem Niederschlag und daher einem guten Nahrungsangebot an Algen und Flechten (Abb. 25). Ein unterschiedlicher populationsdynamischer Trend für die untersuchten Arthropoden im Rahmen der gesamten Arthropoden-Synusie kann konstatiert werden (Abb. 26). Lassen sich für die Gilde der Detritivore/Mikrophytophage gewisse Zusammenhänge klimatischer Art und dem Nahrungsangebot bzw. dem vermehrten Angebot an Mikrohabitaten im Totholz (Rindenoberfläche, gelöste Rinde, und damit verstärkt besiedelbare Rindenunterseite) nachvollziehen, bleiben die Zusammenhänge der Populationsdynamik und ihre postulierte Steuerung durch Räuberpopulationen schwieriger zu deuten:

Nicht eindeutig zu klären sind Einwirkungen von potentiellen Raubarthropoden speziell auf die Collembolenpopulationen der Krone. Dass spezifische Wirkungen auf Collembolenpopulationen vorliegen müssen, zeigen die ausgeprägten Koinzidenz-Muster der Collembolenabundanzen und derjenigen der Araneida, (Abb. 28), Opilionida und Trombididae (Abb. 29 und Abb. 30). Besonders zu diskutieren bleibt ihre spezifische Rolle im Nahrungsnetz der Krone. Die ökologische Grundsatzfrage zu diesem Komplex lautet: Top-Down oder Bottom-up Regulation?

Eine Beobachtungskette zur Top-Down-Regulation für die untersuchte Krone liegt vor. Danach ist die Kohlmeise *Parus major* als Top-Prädator einzustufen. Sie kommt als Antagonist für Collembolen aber auch als Fressfeind von Spinnen in Frage (vgl. auch SIMON 2001b) (S. 66-69). Eine jahreszeitlich bedingte Aufnahme von Spinnen ist nachgewiesen und zwar für die Frühphase der Fütterung von Nestlingen. Dann sind 75 % der gefütterten Biomasse Spinnen. Wenn Raupen das Gewicht der Spinnen erreicht haben (10-12 mg) dann stellen sie 80-90 % der Nestlingsnahrung (NAEF-DAENZER et al. 2000). Weitere „Nutzarthropoden“, wie räuberische Heteroptera und Coleoptera fallen den

Meisen ebenfalls zum Opfer. Damit ist ein wesentlicher Regulationsfaktor von Schädlingspopulationen ausgeschaltet³. Freilandexperimente zeigen, dass auch detritivore Organismen rüber limitiert sein können. In diesem Spezialfall heißt das: Durch die Kohlmeisen werden direkte Prädatoren der Collembolen, insbesondere Spinnen, eliminiert, so dass der Feinddruck dieser Prädatorengruppe auf Collembolen geringer werden kann. Exakte direkte Nachweise für diese Abhängigkeiten sind jedoch schwer zu erbringen (Quelle: Internetseite der Universität Bayreuth von 2001; FILSER, J; LANG, A.; ANGERMAYR, L.).

Eine Bottom-up-Regulation würde bedeuten, dass die Anzahl der Collembolen in der Krone hauptsächlich durch das Nahrungsangebot, also den direkt aufnehmbaren Nahrungspartikeln (Algen, Flechten, Pollen, Detritus) bestimmt wird. Für diese Annahme lässt sich für die untersuchte Synusie noch kein schlüssiger Beweis anführen. Das gleichmäßige Angebot an Pollen(nahrung) in den Monaten Mai, evtl. noch Juni, kommt den Juvenes der Collembolen zugute und kann deren vermehrtes Auftreten in diesen Monaten stützen (vgl. saisonales Auftreten von *Entomobrya nivalis*, Gesamtübersicht adulte und subadulte Exemplare, Abb. 21 und Tabelle 1).

In der Nahrungskette nehmen die Collembolen der Krone nach ihrer Individuenzahl eine ökologisch signifikante(?) Rolle ein. Für ihre Biomasse lässt sich dies nicht zwingend dokumentieren. Nach Familien gruppiert ergeben sich folgende Schätzwerte:

- Entomobryidae: 57 mg Biomasse
- Isotomidae: 11,9 mg
- Sminthuridae: 2,2 mg
- Hypogastruridae: 2 mg
- Gesamt: 73,1 mg.

Diesen Schätzwerten liegen die Daten von 6900 Collembolen zu Grunde. Eine bestimmende Rolle kommt den Collembolen der Krone besonders als Ausweichnahrung, Winternahrung oder Zwischennahrung im Frühjahr

zu. Das gilt insbesondere für die Prädatorengruppe der Araneida, und zwar speziell für deren sehr kleinen, nur wenige Millimeter großen Entwicklungsstadien.

Collembolen sind damit in diesem Spezialfall eine Schlüsselressource im Nahrungsnetz der Baumkrone. Diese spezielle Funktion wurde von McNABB et al. (2001) durch eine Analyse mit delta-13 C-Werten in den Araneida nachgewiesen. Diese Werte lagen in den Spinnen signifikant höher als in den Collembolen, so dass damit ein Nahrungstransfer bewiesen ist.

Die Apfelbaumkrone erweist sich bei Betrachtung ihrer Collembolen-Synusie als dynamisches, überschaubares Ökosystem mit je nach Jahren und Monaten sich ändernden Komponenten, d. h. den Arten und Individuen der Collembolen. In dieser Dynamik besonders beachtenswert sind Zuwanderungen von Arten. Ein einwandfrei dokumentiertes Beispiel ist das Auftreten einer für Deutschland neuen Art, nämlich von *Entomobrya atrocincta* nach dem trocken-heißen Jahrhundertssommer 2003. Beim Überprüfen der Überwinterung von Arten zum Jahreswechsel 2004/2005 war diese Art mit zahlreichen Exemplaren in der Probe vertreten, sie scheint somit etabliert zu sein. Erste Teilauswertungen für das Beobachtungsjahr 2005 zeigen einen neuen Nachweis für die Sminthuride *Deuterostminthurus repandus* (AGREN 1903), und zwar mit einem Individuum im April und Mai. Die Art ist europaweit verbreitet und bei 40facher Vergrößerung gut ansprechbar wegen ihrer Körperfärbung, einem zarten Gelbton und mit zwei auffälligen dunkelbraunen Augenflecken. Die gesamte Artenliste bis 2005 ist in Tabelle 3 integriert.

Die untersuchte Krone „Hausgarten“ ist Element einer Streuobstwiese (ca. 5000 m²) und damit auch ein naturschutzrelevanter Bestandteil dieser Anlage. Die Artenvielfalt von Streuobstwiesen ist hoch; man rechnet mit 2000 bis 5000 Tierarten (Wikipedia, <http://de.wikipedia.org/wiki/Streuobstwiese>; 2006). Im Bereich der Insekten werden besonders erwähnt Lepidopteren (vier Arten), Kurzflüglerschrecken, Hummeln, Wespen und Wildbienen. Spinnen sind eine auffällige Arthropoden-Gruppe in diesem artenreichen Ökosystem. Er-

³ Freundliche mündliche Mitteilung von Betriebsleiter Burkard Wolff, Schaafheim, Süd-Hessen.

wähnt werden: Kürbisspinne (*Araniella cucurbitina*); Streckerspinne (*Tetragnatha* sp.), veränderliche Krabbspinne (*Misumena* sp.). Diese Arten wurden regelmäßig auch in der untersuchten Krone nachgewiesen. Collembolen sind für Spinnen eine beachtenswerte Nahrungskomponente und bilden damit im Ressourcenpool des Ökosystems „Apfelbaumkrone“ eine wesentliche Komponente. Besonders für überwinterrnde Spinnen und für Entwicklungsstadien der Araneida stellen sie ein wichtiges Nahrungsangebot dar. Genaue Untersuchungen mit Hilfe von Markern auf molekularer Ebene, wie sie für Bodenarthropoden mehrfach durchgeführt wurden, sollten Klarheit auch in das Nahrungssystem der Baumkrone bringen.

Summary

Collembola in the canopy of apple trees – observations in Southern Hesse (Germany).

Tree canopy research is detecting a high biodiversity of arthropods even in urban areas. Continuous observation and monitoring provides basic information that is needed for environment saving concepts and detailed research programmes. Samples were taken from two apple tree canopies every second day from 1999 until 2004. From 42 000 collected arthropods nearly 7000 Collembola could be identified. This gives relative occurrence (abundance) of 16 %.

Collembola are widespread in many habitats from arctic regions to tropical rain forests. Normally they are living in soil and litter but also in canopies of trees. In apple orchards there are many specimens of the collembolan species *Entomobrya nivalis* (L.) to be found. All other species of collembola are less in numbers. For a six-year time series (1999 – 2004) detailed results are presented. Relationships are shown for predators of collembola and peaks of occurrence of trophic guilds during the years of observations were executed. Predators and other arthropods, mainly detritophagous Psocoptera and Diplopoda (*Polyxenus*) are inhabiting the same microhabitat (bark) but not the leaves in the canopy as *Entomobrya nivalis* can do. Thus a niche separation can be postulated which is es-

sential for species living together with minimized competition. Detailed discussions are presented for most significant predators of collembolans: spiders, opilionids and trombidids. Population dynamics of collembolans are influenced mostly by climatic conditions than by predators.

Literatur

- AITCHISON, C. W. (1984): Low temperature feeding by winter-active spiders. - J. Arachnol. 12, 297-305.
- ALLMEN, H. V., & ZETTEL, J. (1982): Populationsbiologische Untersuchungen zur Art *Entomobrya nivalis* (Collembola). - Rev. Suisse Zool. 89 (4), 991-926.
- ALLMEN, H. V., & ZETTEL, J. (1984): Beitrag zur Kälteresistenz von *Entomobrya nivalis* (Collembola) in den Schweizer Voralpen. - Zool. Jb., Syst. 111, 231-244.
- BAUER, T. (1979): Die Feuchtigkeit als steuernder Faktor für das Kletterverhalten von Collembolen. - Pedobiologia 19, 165-175.
- BERG, M. P., & HEIJERMAN, Th. (2002): De springstaart *Lepidocyrtus paradoxus* nieuw voor de Nederlandse fauna (Hexapoda: Collembola). - Nederlands. Faun. Meded. 16, 69-75.
- BOCKEMÜHL, J. (1966): Die Apterygoten des Spitzbergs. S. 702-758. In: Der Spitzberg bei Tübingen. Die Natur- und Landschaftsschutzgeb. Baden-Württembergs. Bd. 3.
- BOWDEN, J., HAINES, I. H., & MERCER, D. (1976): Climbing Collembola. Pedobiologia 16, 298-312.
- CHRISTIANSEN, K., & BELLINGER, P. (1998): The Collembola of North America north of the Rio Grande. Grinnell College, Grinnell, Iowa. 1431 Seiten. Glossary, Bibliography, Index.
- DUNGER, W. (2003): Überklasse Antennata. S. 1031-1160. In: Lehrbuch der Speziellen Zoologie. Bd. 1: Wirbellose Tiere. GRUNER, H. - E. (Hrsgb.) 4. Teil: Arthropoda (ohne Insecta). Bearb. von GRUNER, H. - E., MORITZ, M., & W. Dunger. Fischer. Jena, Stuttgart, New York.
- GISIN, H. (1960): Collembolenfauna Europas. 312 Seiten. Geneve (Mus. Hist. Nat.).
- GÜNTHER, K. K. (2003): Ordnung Psocoptera. S. 296-308. In: In: Lehrbuch der Speziellen Zoologie. Bd. 1: Wirbellose Tiere. GRUNER, H. - E. (Hrsgb.) 4. Teil: Arthropoda (ohne Insecta). Bearb. von GRUNER, H. - E., MORITZ, M., & W. Dunger. Fischer. Jena, Stuttgart, New York.
- JASSER, H. G. (1982): Vergleichende Untersuchungen der Baumkronenfaunen unterschiedlich bewirtschafteter Apfelanlagen bei Balingen /Württemberg. 363 Seiten. - Schriftenr. „Lebendige Erde“. Darmstadt.
- KÜNZLE, N. (2002): Gletscherfloh. <http://sacpizplatta.bqm.ch/Wissen/Gletscherfloh.htm>, 3 S.
- MCNABB, D. M., HALAJ, J., & WIESE, D. H. (2001): Inferring trophic positions of generalist predators and their linkage to the detrital food web in agroecosystems; a stable isotope analysis. - Pedobiologia 45, 289-297.

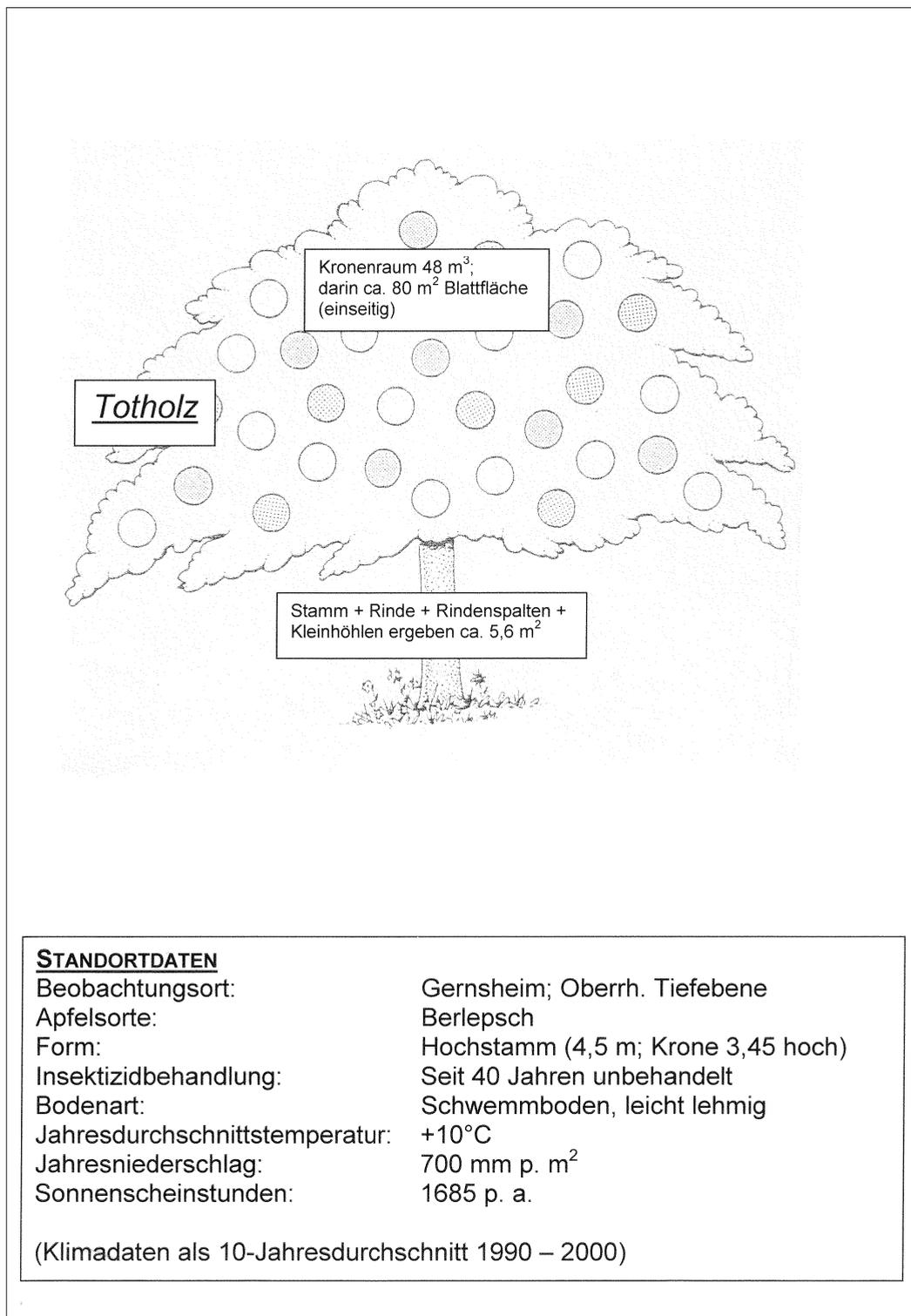


Abb. 1. Der Apfelbaum, Sorte Berlepsch, mit Strukturdaten, Standort- und Klimaangaben.

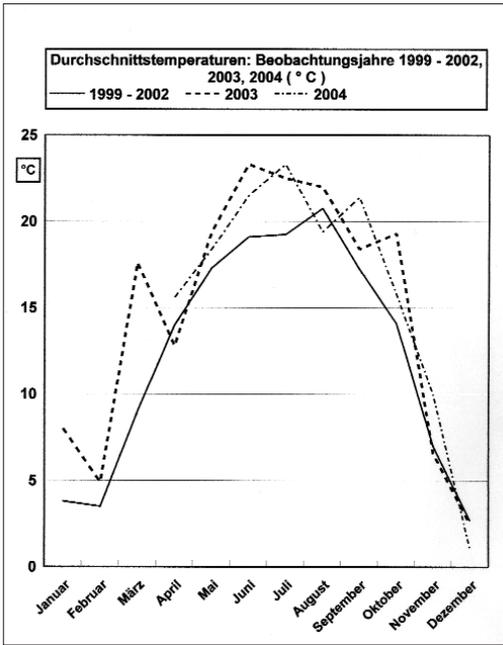


Abb.2. Klima am Standort; Durchschnittstemperaturen nach Jahren und Monaten.

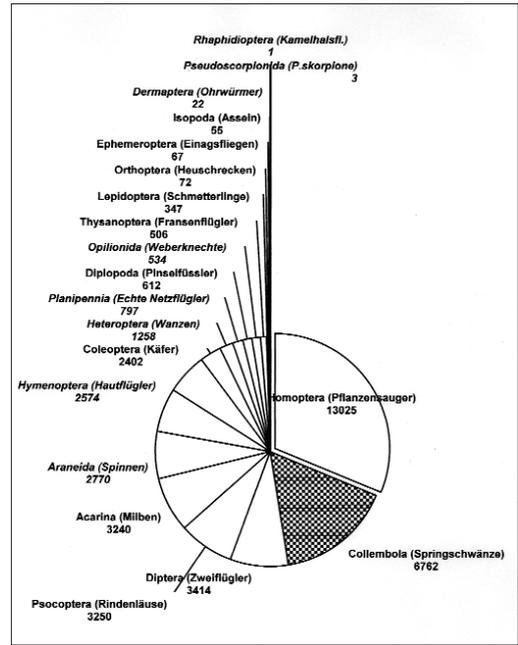


Abb. 3. Übersicht zu den aufgesammelten Arthropoden 1999 bis 2004.

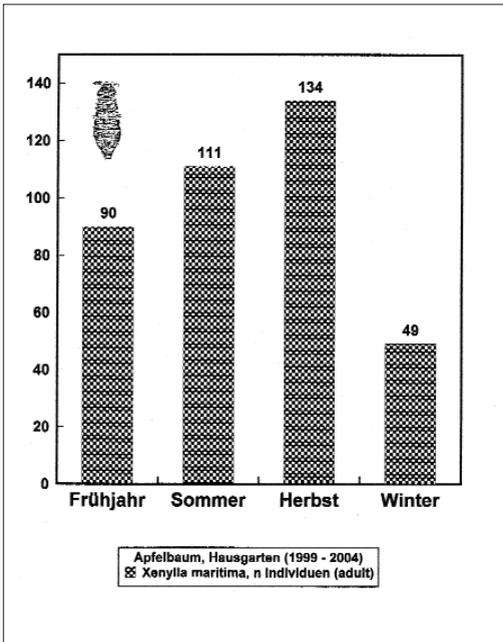


Abb. 4. Saisonales Profil von *Xenylla maritima*; nur adulte Exemplare sind berücksichtigt.

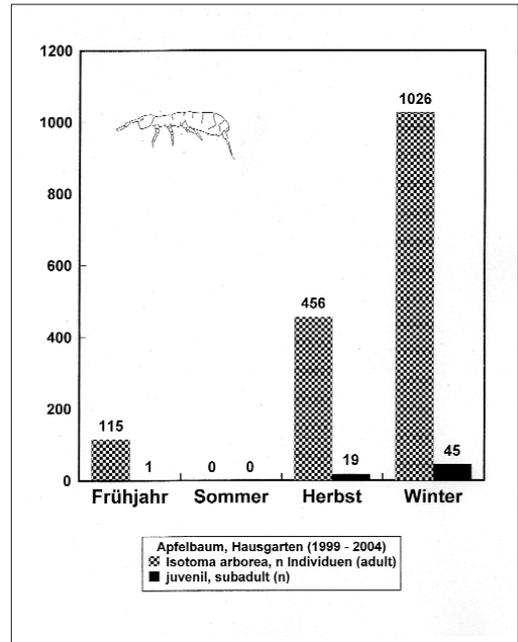


Abb. 5. Saisonales Profil der Winterart *Isotoma arborea*; adulte und Juvenes sind berücksichtigt.

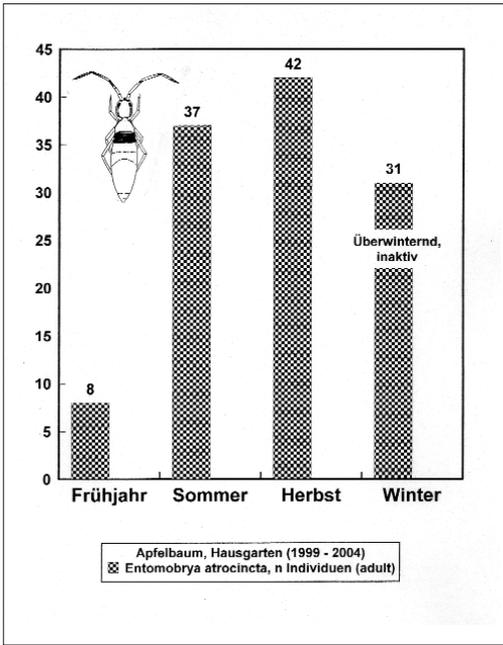


Abb. 6. Saisonales Profil von *Entomobrya atrocineta*, einer für Deutschland neuen Art; nur adulte Individuen sind berücksichtigt.

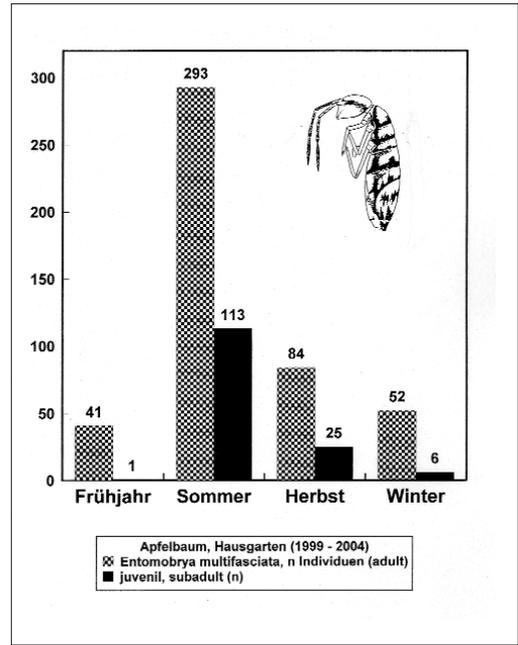


Abb. 7 Saisonales Profil von *Entomobrya multifasciata*, einer Sommerart. Adulte und Juvenes sind berücksichtigt.

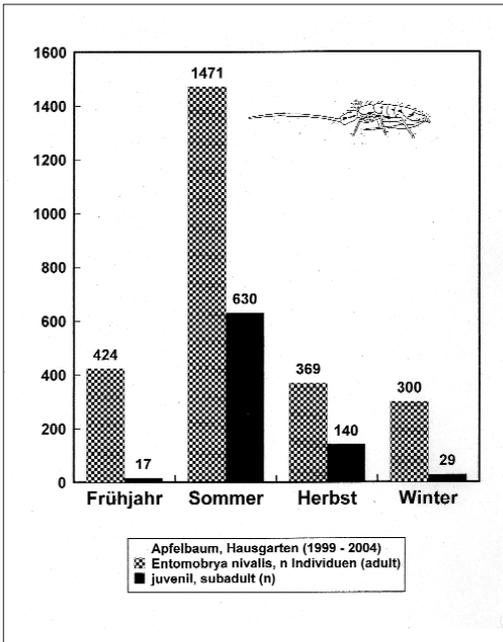


Abb. 8. Saisonales Profil von *Entomobrya nivalis*, der Hauptart im Untersuchungszeitraum. Im Untersuchungsgebiet eine Sommerart. Adulte und Juvenes sind berücksichtigt.

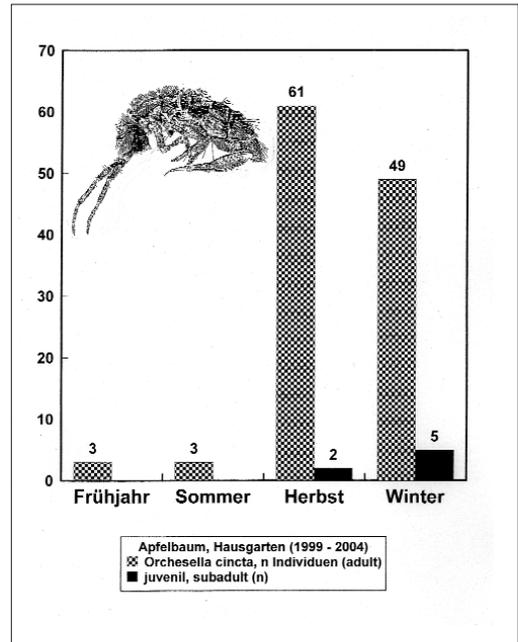


Abb. 9. Saisonales Profil von *Orchesella cincta*; Schwerpunkt der Abundanz im Herbst und Winter. Adulte und Juvenes sind berücksichtigt. Eingesetzte Abb. aus MASSOUD (1971) (S. 338).

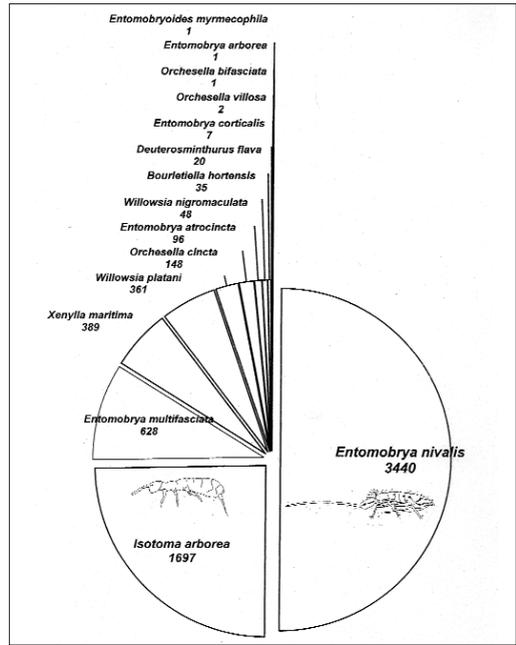
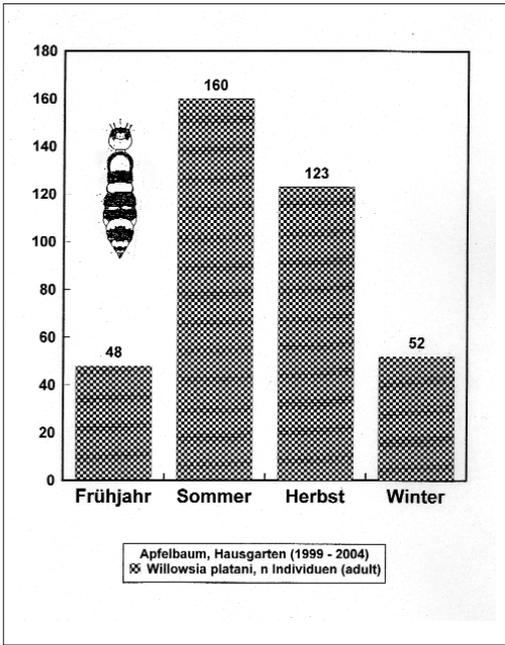


Abb. 10. Saisonales Profil von *Willowsia platani*, einer Sommer- und Herbstart; Nur Adulte sind berücksichtigt.

Abb. 11. Die fünfzehn Collembolen-Arten der Apfelbaumkrone „Hausgarten“; Abundanz 1999 bis 2004 (Rangfolge nach absoluten Zahlen).

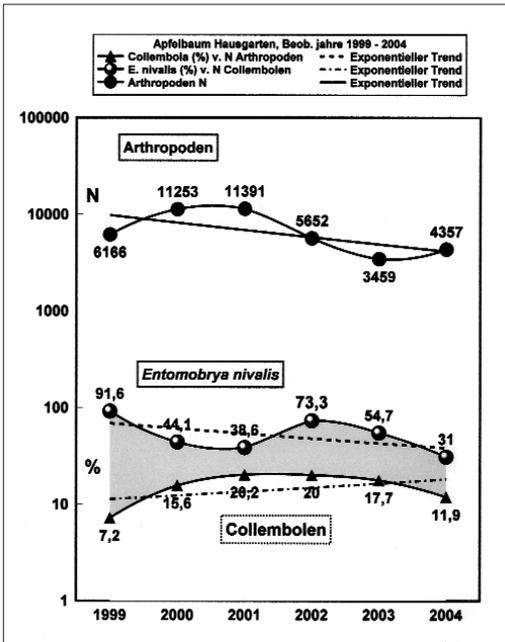


Abb. 12. Trends der Arthropoden insgesamt in absoluten Zahlen (oben), relative Werte für Collembolen insgesamt (unterster Kurvenzug) sowie die relative Abundanz von *Entomobrya nivalis* (mittlerer Kurvenzug).

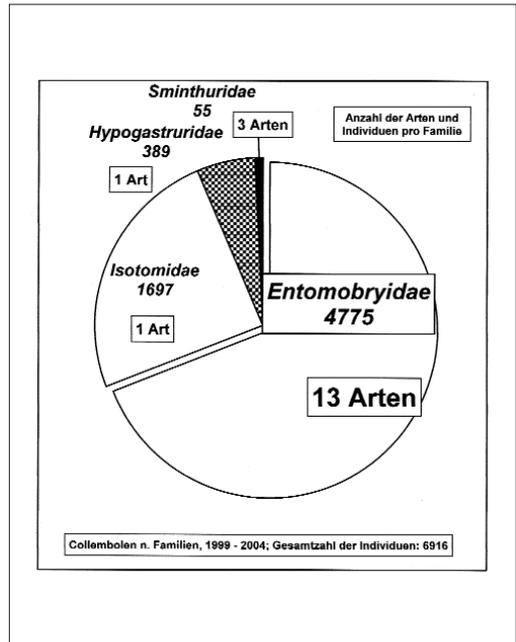


Abb. 13. Collembolen-Familien der Krone. Die beweglichen Entomobryiden sind die Charakterformen der Synusie. Familien und deren Arten vgl. Artenliste und Tabelle 3.

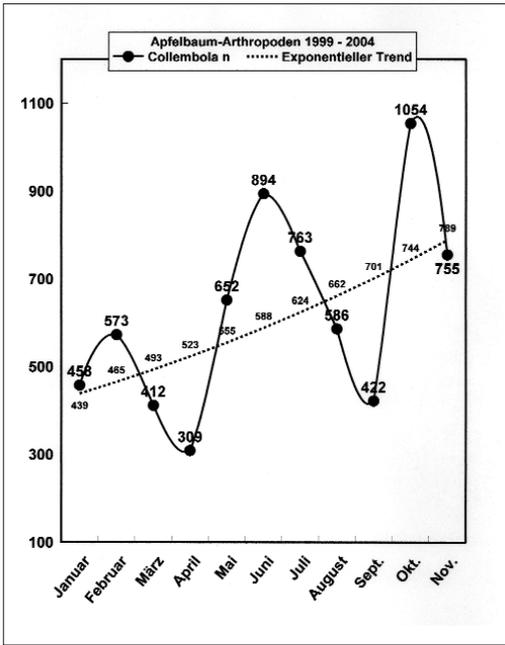


Abb. 14. Saisonale Abundanzen für alle Beobachtungsjahre (1999 bis 2004). Minima und Maxima des Auftretens oszillieren um einen theoretischen exponentiellen Trend $n(t) = 439$ bis $n(t) = 789$. Absolute Werte s. Spaltensumme der Tabelle in Abb. 15.

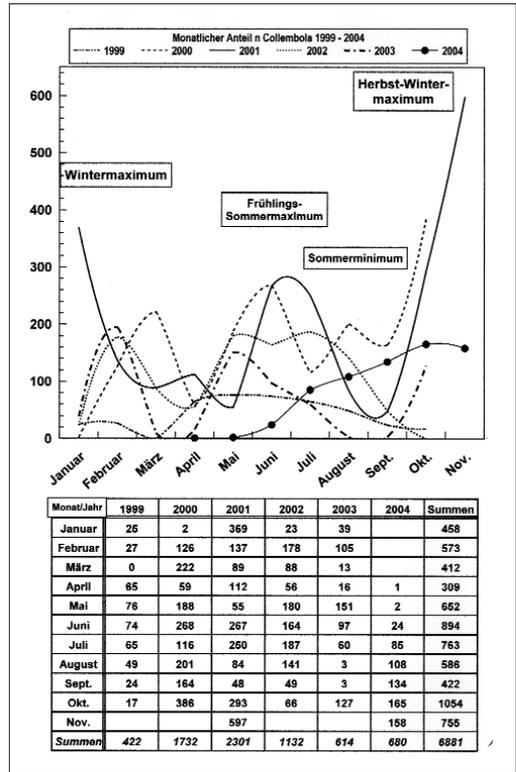


Abb. 15. Saisonale Abundanzen für alle Sammelljahre mit charakteristischen Minima/Maxima nach Jahreszeiten bzw. Monaten, absoluten Werten nach Daten der Tabelle unten.

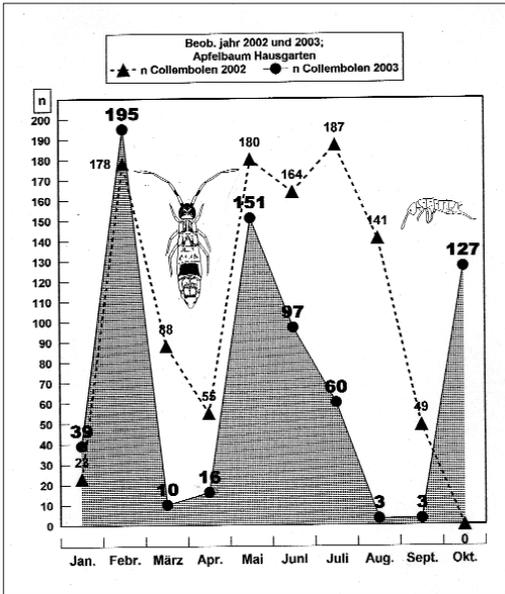


Abb. 16. Der „Jahrhundertsummer“ 2003 im Vergleich mit dem Normaljahr 2002. In den Trockenperioden August und September zeigt sich ein absolutes Minimum der Abundanzwerte (je drei Individuen). Die Erholung der Collembolen-Population geht zurück auf die Zuwanderung von *Isotoma arborea* im Oktober in die Krone.

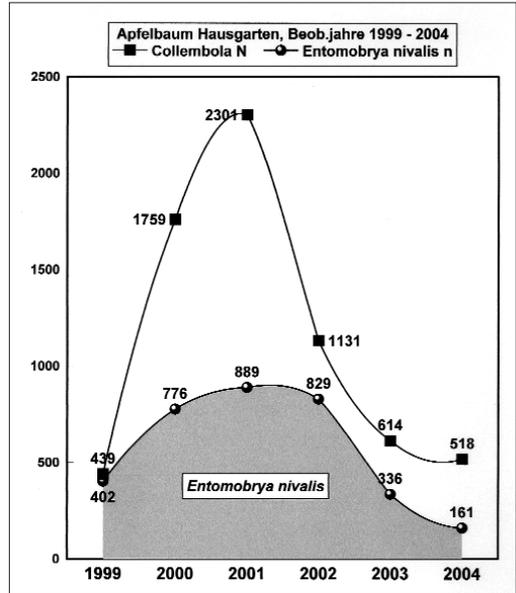


Abb. 17. *Entomobrya nivalis* als absolut dominierende Art der Synusie in allen Beobachtungsjahren. Weitere Einzelheiten vgl. Text.

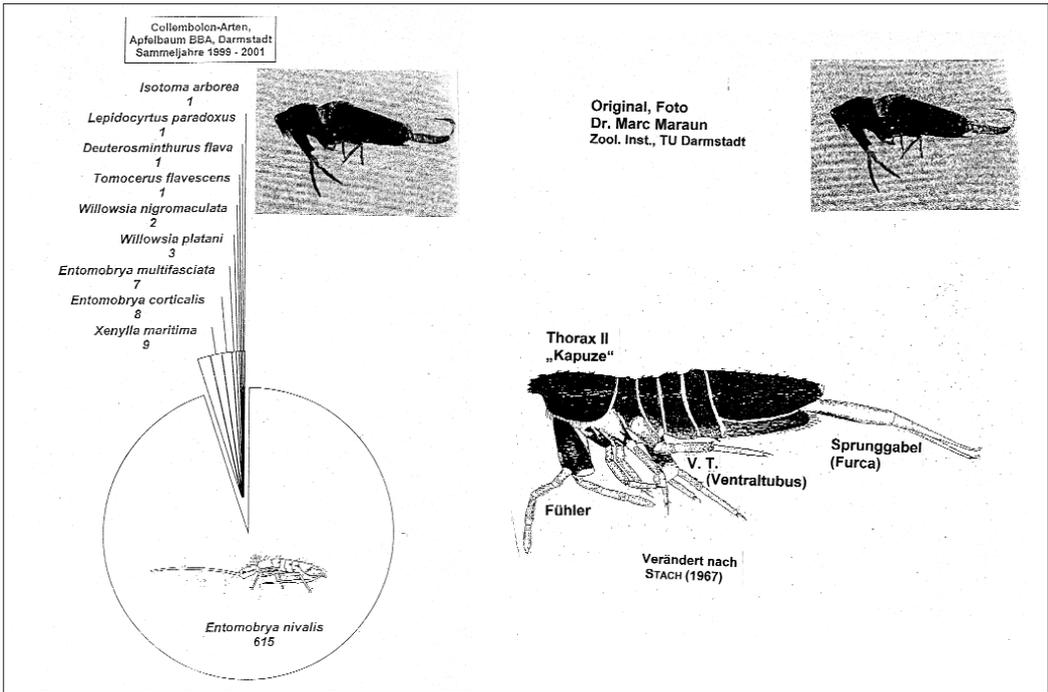


Abb. 18. *Entomobrya nivalis* als Mitglied des Feuchtwiesen-Biotopes. Die Zweige der Krone waren tiefhängend, so dass sie die Wiesengräser berührten. Als Baumsteiger waren da-

her nachzuweisen *Tomocerus flavescens* und *Lepidocyrtus paradoxus*. 18a: Morphologie von *Lepidocyrtus paradoxus*.

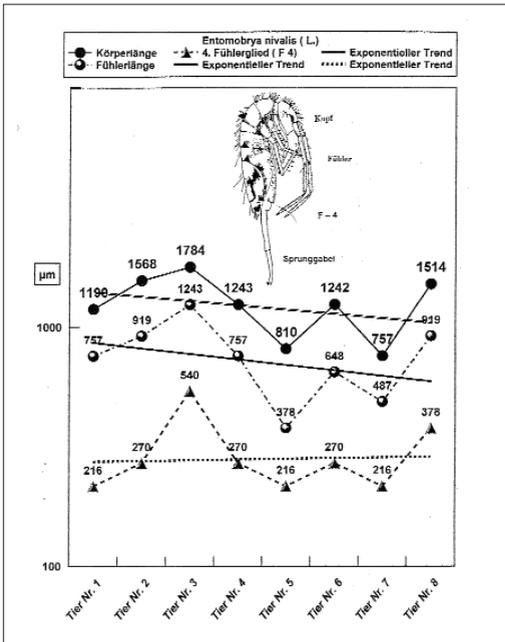


Abb. 19. Daten zur Morphologie von *Entomobrya nivalis*; Lateralansicht, verändert nach STACH (1963). Die Größe des Fühlergliedes F-4 ist ein Charakteristikum der Art. Mit ihm werden die wichtigsten Orientierungsbewegungen ausgeführt. Einzelheiten im Text.

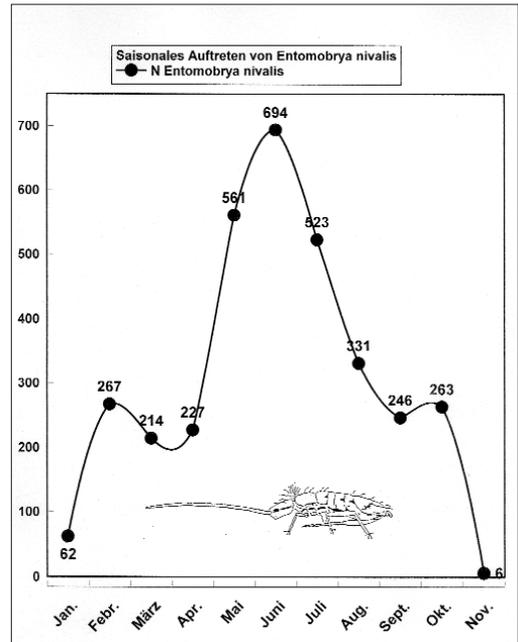


Abb. 20. *Entomobrya nivalis*: Abundanz im Jahresverlauf. Das Maximum des Auftretens im Juni weist auf eine sogenannte Sommerart hin.

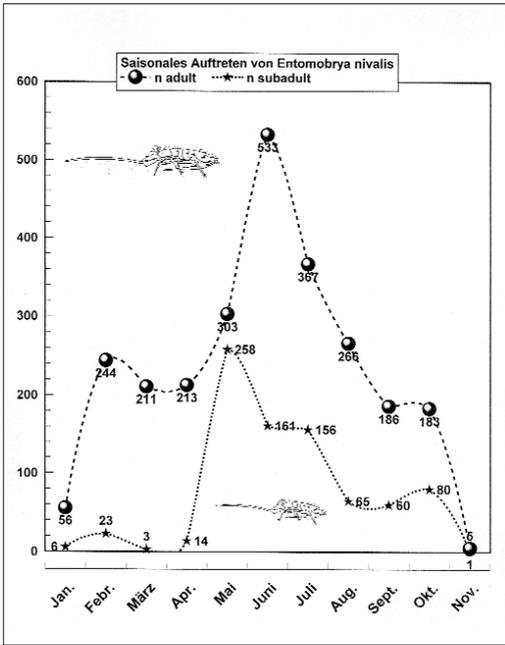


Abb. 21. Adulte und juvenile Individuen von *Entomobrya nivalis* im Jahresverlauf. Zu beachten ist das absolute Maximum der Entwicklungsstadien im Mai. Zusammenfassung aller Beobachtungsjahre (1999 bis 2004).

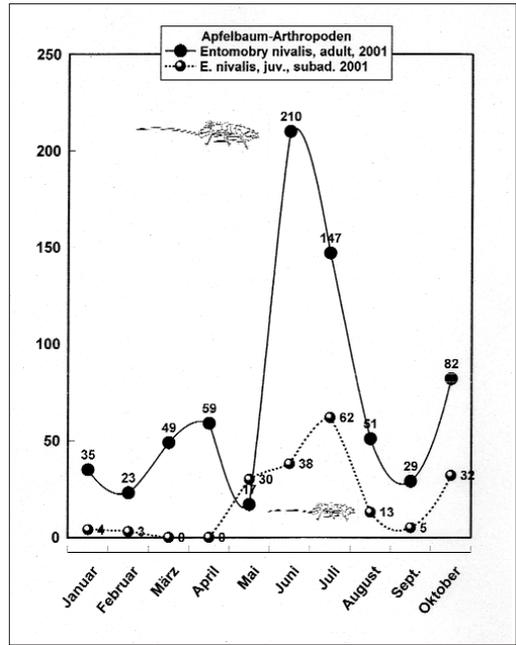


Abb. 22. Adulte und juvenile Individuen von *E. nivalis* im Jahresverlauf 2001. Verschiebung des Maximums der Entwicklungsstadien in den Monat Juli. 2001 war unterdurchschnittlich temperiert und wies überdurchschnittliche Niederschlagsmengen auf. Einzelheiten dazu im Kap. Klima.

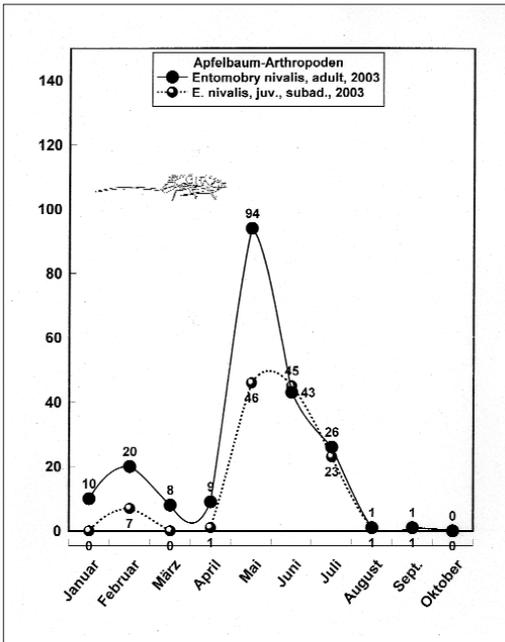


Abb. 23. *Entomobrya nivalis* und ihre Abundanz im Jahrhundertssommer 2003. In Folge der überdurchschnittlich hohen Temperaturen ab Mai liegt in diesem Monat das Maximum des Auftretens für adulte Individuen und der Entwicklungsstadien (vgl. dazu auch Abb. 21). Ab August tritt ein Zusammenbruch der Population ein.

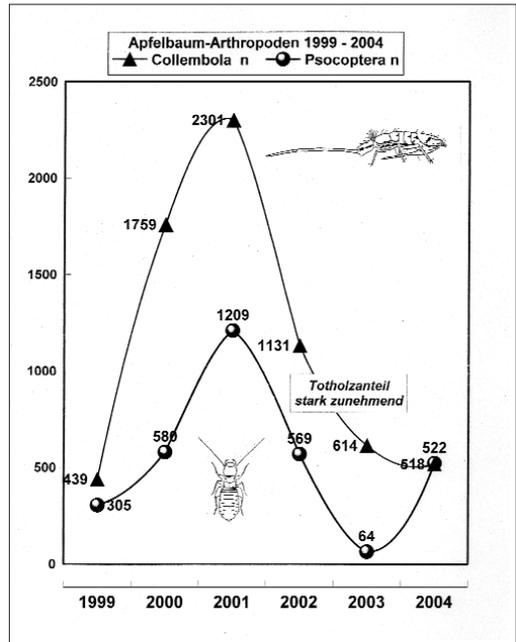


Abb. 24. Collembolen und Psocopteren als Mitglieder der Gilde Detritivore/Mikrophytophage für die gesamten Beobachtungsjahre (1999 bis 2004). Die maximale Individuen-Abundanz beider Ordnungen konzentriert sich auf das niederschlagsreiche Jahr 2001.

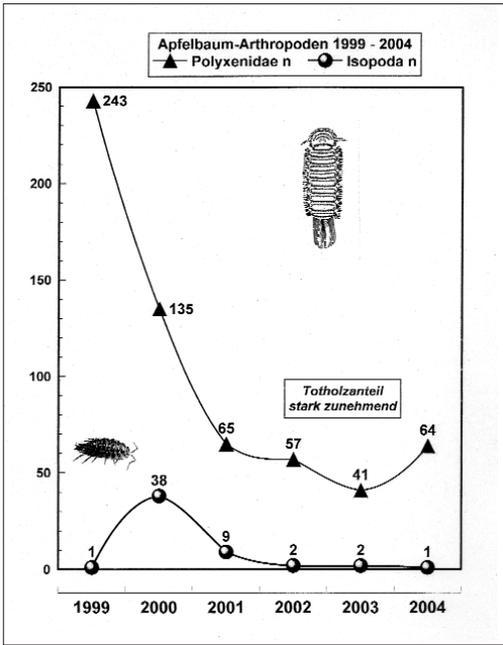


Abb. 25. Polyxenidae (*Polyxenus lagurus*) und die Assel *Oniscus asellus* als Mitglieder der Gilde der Detritivore/Mikrophytophage für die gesamten Beobachtungsjahre (1999 bis 2004). Zurückgehende Individuen-Abundanz kennzeichnet beide Gruppen.

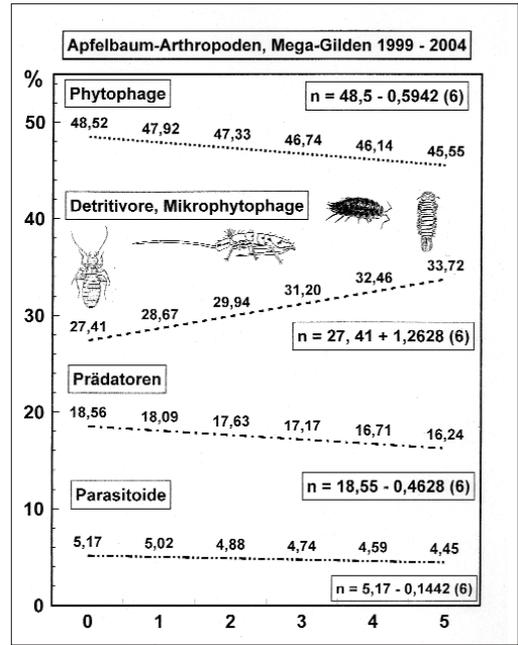


Abb. 26. Trendlinien (theoretische, relative Individuen-Abundanz nach Tab.2) aller Gilden der Apfelbaumkrone. Negative Trends für Phytophage, Prädatoren und Parasitoide. Positiver Trend für Detritivore, Mikrophytophage.

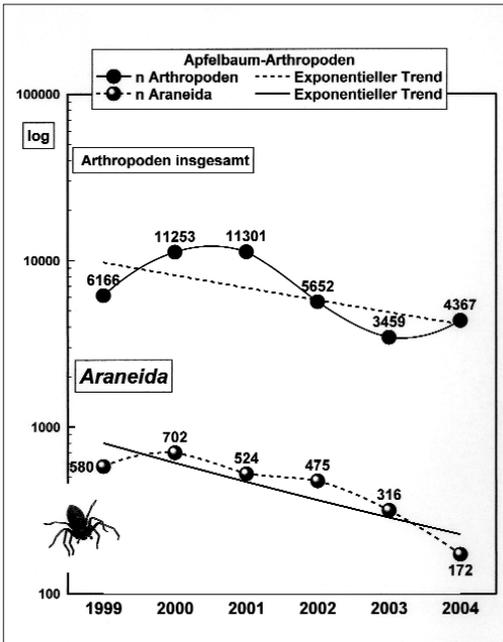


Abb. 27. Collembolen-Prädatoren; Spinnen (Araneida): Individuen-Abundanz als Trend (Kurzverzug und Trendlinie unten) im Vergleich mit allen aufgesammelten Arthropoden 1999 - 2004 (Kurvenzug und Trendlinie oben).

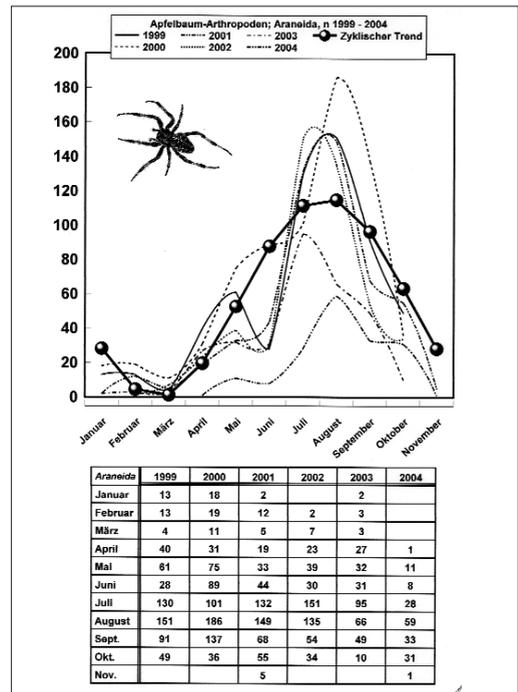


Abb. 28. Collembolen-Prädatoren; Spinnen (Araneida): Saisonale Individuen-Abundanz 1999 bis 2004. Das Maximum des Auftretens (zyklischer Trend) fällt in die Sommermonate Juli und August, absolute Werte nach Daten der Tabelle unten.

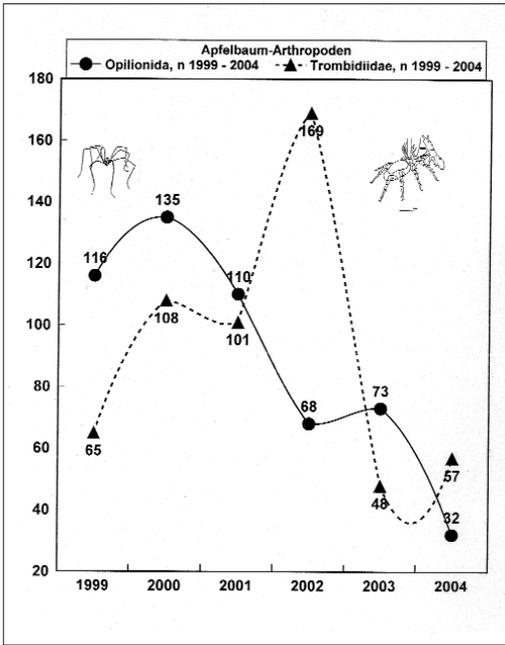


Abb. 29. Individuen-Abundanz der Collembolen-Prädatoren Opilionida und Trombididae. Die Abundanz der Opilionida zeigt einen exponentiell fallenden Trend; Trombididae weisen ein Maximum in 2002 auf, danach erfolgt mit dem Trockenjahr 2003 ein starker Rückgang der Abundanz.

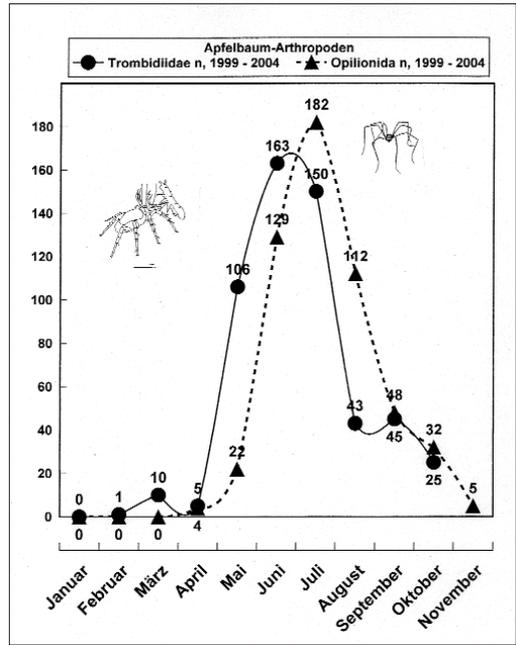


Abb. 30. Zeitversetzte Maxima der saisonalen Abundanz der Opilionida (Maximum im Juli) und Trombididae (Maximum im Juni). Zusammenfassung für alle Beobachtungsjahre (1999 bis 2004).

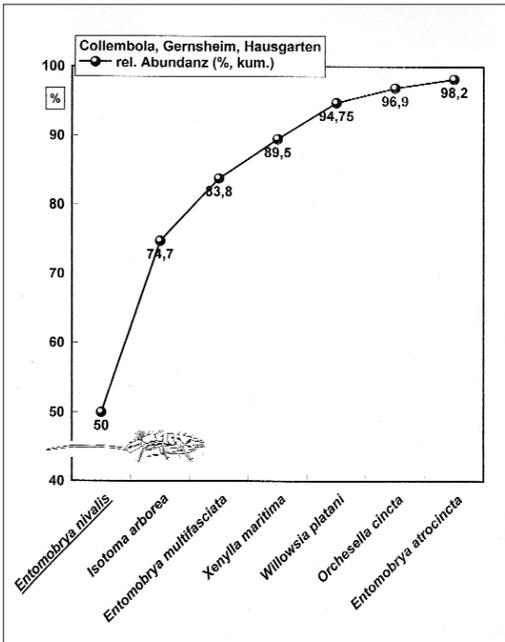


Abb. 31. Relative, kumulierte Individuen-Abundanz des Standortes „Hausgarten“, einer Streuobstwiese. Sieben Arten stellen 98,2 % der Collembolen.

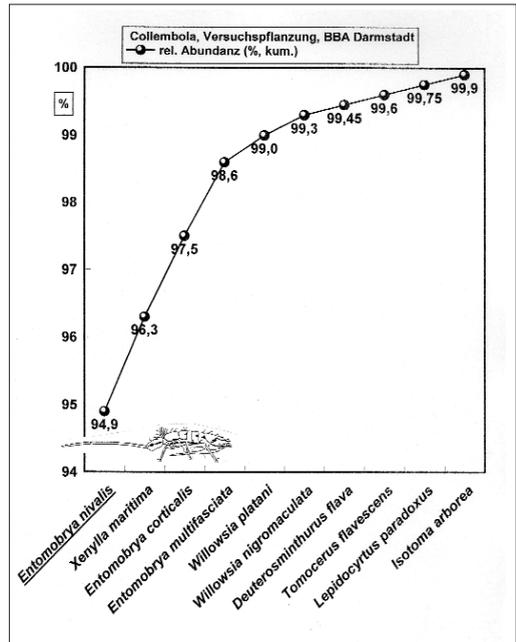


Abb. 32. Relative, kumulierte Individuen-Abundanz des Standortes „Feuchtwiese“ im Versuchsgarten der BBA, Darmstadt. Zehn Arten stellen 99,9 % der Collembolen.

- MASSOUD, Z. (1971): Un élément caractéristique de la pédo-faune : les Collemboles. S. 337 – 388 in La vie dans les sols. Ed. P. PESSON. Gauthier-Villars, Paris.
- MEIER, P., & ZETTEL, J. (1997): Cold hardiness in *Entomobrya nivalis* (Collembola, Entomobryidae): annual cycle of polyols and antifreeze proteins, and antifreeze triggering by temperature and photoperiod. - J. comp. Physiol., B, 167, 297-304.
- NAEF-DAENZER, L., NAEF-DAENZER, B., & NAGER, R. (2000): Prey selection and foraging performance of breeding Great Tits *Parus major* in relation to food availability. - J. Avian Biol. 31, 206-214.
- PALISSA, A. (1964): Apterygota. Die Tierwelt Mitteleuropas. Insekten. 1. Teil, IV. Band., Lieferung. 1a. Quelle & Meyer, Leipzig. 407 S.
- PRINZING, A. (1997): Spatial and temporal use of microhabitats as a key strategy for the colonization of tree bark by *Entomobrya nivalis* L. (Collembola: Entomobryidae). S. 453-475. In: STORK, N., ADIS, J., & DIDHAM, R. Canopy arthropods. Chapman & Hall. London.
- PRINZING, A., & WIRTZ, H.-P. (1997): The epiphytic lichen, *Evernaria prunastri* L., as a habitat for arthropods: shelter from desiccation, food limitation and indirect mutualism. S. 477-493. In: STORK, N., ADIS, J., & DIDHAM, R. Canopy arthropods. Chapman & Hall. London.
- SIMON, H. R. (1968): Entomobryidae (Collembola) auf Obstbäumen. - Jb. Vaterl. Naturkde. Württemberg 123, 389-392.
- SIMON, H. R. (1970): Über *Lepidocyrtus paradoxus* UZEL, 1891 (Collembola: Entomobryidae) - zugleich ein Beispiel zoologischer Datendokumentation. - Zool. Anzeiger 185, 334-344.
- SIMON, H. R. (1998): Beobachtungen an Mikroinsekten (Springschwänze; Collembola) in Süd-Hessen. - Collurio, Darmstadt, 16, 159-172.
- SIMON, H. R. (1999a): Arthropodengilden im Kronenraum von Apfelbäumen - mit einem Ausblick zum Abschätzen der globalen Biodiversität. - Ent. Zeitschr. 109 (8), 340-352.
- SIMON, H. R. (1999b): Gilden als ökologische Einheiten - empirische Befunde und theoretische Überlegungen. - Arbeitsber. IANUS, TU Darmstadt, 6, 42 Seiten.
- SIMON, H. R. (2000): Collembolen im Kronenraum des Apfelbaumes; Freilandbeobachtungen in Süd-Hessen (1999). - Ent. Zeitschr. 110 (6), 177-183.
- SIMON, H. R. (2001 a): Gilden in kleinräumigen Habitaten: Phytophage, detritivore und zoophage Arthropoden im Kronenraum von Apfelbäumen. Collurio, Darmstadt, 19, 189-205.
- SIMON, H. R. (2001b): Monitoring von Collembolen in Apfelanlagen (1998-2000). - Insecta 7, 56-69.
- SIMON, H. R., & ZIMMERMANN, O. (2002a): Untersuchungen zur Biodiversität von Arthropoden im Apfelbaum: Parasitoide Hymenopteren. - Nachr. Dt. Ges. f. allg. u. angew. Ent. 16 (1), 9.
- SIMON, H. R., & ZIMMERMANN, O. (2002b): Die ökologische Vielfalt parasitoider Hymenopteren in einer Apfelbaumkrone. - 53. Dt. Pfl.schutztagung, Bonn, Sept. 2002. Mitt. Biol. Bundesanst. f. Land- u. Forstwirtschaft, Berlin, H. 390, S. 535, u. Poster.
- SIMON, H. R. (Hrsg.) (2003a): Monitoring von Biodiversität: Arthropoden einer Apfelbaumkrone. - Arbeitsber. 1/2003, IANUS, TU Darmstadt. 57 Seiten.
- SIMON, H. R. (2003b): Der Jahrundertssommer 2003: Beispiele für seine Auswirkungen auf die Arthropoden einer Apfelbaumkrone. - Collurio, Darmstadt, 21, 184-191.
- SIMON, H. R. (2004a): Eine für Deutschland neue Collembolenart: *Entomobrya atrocincta* SCHÖTT, 1896. - Nachr. Dt. Ges. f. allg. u. angew. Ent., 18 (3), 94-95.
- SIMON, H. R. (2004b): Monitoring von Biodiversität: Die Arthropoden einer Apfelbaumkrone nach Beobachtungen in Süd-Hessen. - Nat. wiss. Ver. Darmstadt, Ber., N. F. 27, 107-132.
- SIMON, H. R. (2004c): Ein Hundertfüßer der Baumrinde: Der Pinselfüßer *Polyxenus lagurus* (LINNÉ, 1758). - Collurio, Darmstadt, 22, 153-161.
- SNIDER, R. J.; FISCHER, R. L. (1964): A palearctic springtail, *Lepidocyrtus paradoxus* UZEL, found in North America. (Collembola: Mydodontidae). - Trans. American Microscopical Soc. LXXXIII, 86-89.
- STACH, J. (1947): The apterygotan fauna of Poland in relation to the world fauna of this group of insects. Fam. Isotomidae. 488 Seiten, 53 Tafeln. Krakow (Panstwowe Wydawnictwo Naukowe).
- STACH, J. (1956): The apterygotan fauna of Poland in relation to the world fauna of this group of insects. Fam. Sminthuridae. 287 Seiten, 33 Tafeln. Krakow (Panstwowe Wydawnictwo Naukowe).
- STACH, J. (1960): Tribe: Orchesellini. 161 Seiten, 25 Tafeln. Krakow (Panstwowe Wydawnictwo Naukowe).
- STACH, J. (1963): Tribe: Entomobryini. 126 Seiten, 42 Tafeln. Krakow (Panstwowe Wydawnictwo Naukowe).
- STACH, J. (1967): Collembola fauna of Malta. - Acta Zoologica Cracoviensia 12 (15), 393-418, 35 Tafeln.
- STEINER, H. (1962): Bedeutung der Indifferenten Arthropoden in Obstanlagen. - Entomophaga, Paris 3, 263-267.
- STEINER, H., ALBERT, R., GALLI, P., & EL TITI, A. (1994): Nützlinge im Garten. 2. Aufl. 128 Seiten. Ulmer, Stuttgart.
- STRENZKE, K. (1955): Thalassobionte und thalassophile Collembola. In: GRIMPE, G., & WAGLER, E. (Hrsg.) (1955): Tierwelt der Nord- und Ostsee, Lfg. 36, Teil XI f2. Leipzig: Geest & Portig. 1-52.
- ZETTEL, J., & ALLMEN, H. V. (1982): Jahresverlauf der Kälteresistenz zweier Collembolen-Arten in den Berner Voralpen. - Rev. Suisse Zool. 89 (4), 927-939.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. HANS-REINER SIMON, Römerstraße 44, D-64579 Gernsheim.

E-Mail: Simon-HRGernsheim@t-online.de

HOLGER RINGEL, JURECK HAMPEL & GERD MÜLLER-MOTZFELD, Greifswald

Brachen und extensiv genutzte Äcker als Lebensraum für Käfer (Coleoptera)

Einleitung

Der drastische Rückgang von typischen Ackerwildpflanzen ist mittlerweile im Bewusstsein der Öffentlichkeit fest verankert. Auffällig wird dieses besonders dann, wenn - im Gegensatz zur ausgeräumten Industrie-Agrarlandschaft - gelegentlich ein Randstreifen oder gar ein ganzes Feld in voller Blüte von Mohn oder Kornblumen steht. Vielfach unbemerkt sind jedoch auch viele andere Agrozönose-Elemente aus unserer Landschaft verschwunden. Die Perfektion des Einsatzes von Technik und Agro-Chemikalien führte zu einem ständig zurückgehenden Angebot von Wirtspflanzen für pflanzenfressende Insekten und damit sinkendem Nahrungsangebot auch für räuberische Arthropoden.

Die Entwicklung der mitteleuropäischen Kulturlandschaft und insbesondere der agrarisch genutzten Flächen wirft nun aber die Frage der Schutzwürdigkeit eben dieser Acker-Elemente auf: Der betrachtete Raum gehört biogeographisch zum Arboreal, so dass über 90 % des Festlandes eigentlich mit Wald bedeckt wären. Offenlandbewohnende Arten sind dem natürlichen Arteninventar dieser Landschaft eher fremd. Deshalb müssten sich Schutzbemühungen in erster Linie auf den verbliebenen Wald von z. B. 21 % in Mecklenburg-Vorpommern konzentrieren. Als Lebensraum der „potentiell natürlichen Zönosen“ stellt er das Habitat für die meisten heimischen und vor allem für die indigenen Arten.

Seit Mitte des 19. Jahrhunderts werden allerdings selbst jene Arten von einem Artenrückgang erfasst, welche als Zuwanderer in die vom Menschen geöffnete Kulturlandschaft aus den Räumen der südöstlichen Steppengebiete eingewandert waren.

Obwohl Insekten weltweit mehr als 2/3 der beschriebenen Tierarten stellen (vgl. SIMON 2001), werden sie in Untersuchungen zur faunistischen Ausstattung oder Erhebungen für die Bewertung von Eingriffen eher als Option denn als Grundlage verstanden. Hier sind artenarme aber dafür auffällige Gruppen der Wirbeltiere der Standard im Erfassungsprogramm.

Demgegenüber stehen die Insekten mit allein ca. 15 000 Arten in Mecklenburg-Vorpommern (KLAUSNITZER 2003). Deren Zahl wird ständig größer, da noch immer nicht alle vorkommenden Arten bekannt sind und ständig neue für das Bundesland nachgewiesen werden (KULBE & RINGEL 2002, RINGEL 2002, KLEEBERG 2004).

Dieser Umstand erschwert oft die Bewertung einer Bestandsentwicklung, da aus der Vergangenheit Vorkommen und Häufigkeit von vielen Arten unbekannt sind.

An der Universität Greifswald werden im Zoologischen Institut in langer Tradition verschiedene Insektengruppen bearbeitet. Dies ermöglichte den Aufbau von Datenbanken (Carabidae, übrige Coleoptera) und die Etablierung eines Repertoires von Untersuchungsmethoden, die u. a. zu Untersuchungen in Projekten auf Salzgrünländern der Küste, zum Waldumbau und auf Ackerstandorten eingesetzt wurden.

Projektgrundlage

Hier sollen Ergebnisse eines Projektes zur extensiven Ackerbewirtschaftung vorgestellt werden (HAMPICKE et al. 2005).

Im Untersuchungsansatz wurde eine extensive Bewirtschaftung ertragsschwacher Standorte neben ökonomischen Aspekten auch auf die Ausstattung sowie die Sukzession hinsichtlich Flora und Fauna geprüft. Hierzu diente ein Parzellenversuch im Nordosten des Bundeslandes, auf dem von 2000-2004 verschiedene Bodennutzungssysteme (BNS) eingerichtet wurden.

- BNS 1 Kartoffeln - Winterroggen mit Untersaat
- Klee/Gras - Wintergerste; extensiv
BNS 2 Serradella - Triticale - Gelbe Lupine -
Winterroggen; extensiv
BNS 3 Dauernachbau Winterroggen; extensiv
BNS 4 Dauernachbau Winterroggen; extensiv,
reduzierte Düngung (nicht beprobt)
BNS 5 Dauernachbau Winterroggen; integriert

Kerninhalte waren der Verzicht auf mineralische Düngung und Pestizidanwendung, verringerte Aussaatstärken und z. T. geringere

Pflugtiefen. Dieses Ackerland mit einer Ackerzahl von 23 gilt als Grenzertragsstandort und ist im Zuge der Umstrukturierung der Agrar-subsidien Vorzugsfläche für Stilllegungen. Für die Untersuchung der phytophagen Käfer wurden weitere ertragsschwache Extensiv-Äcker im Bereich der Müritz bei Federow und Kargow einbezogen.

Da ein ökosystemarer Untersuchungsansatz mit der Erfassung *aller* Tierarten sowohl aus Mangel an finanziellen als auch personellen Ressourcen nicht leistbar ist, wurde auf ein Verfahren zurückgegriffen, das als Strata-Modell bereits in einem Projekt zur Bewertung von Folgen eines Waldumbaus erfolgreich zur Anwendung kam (MÜLLER-MOTZFELD et al. 2004). Dabei wurden für drei ausgewählte Schichten der Ackervegetation folgende Erfassungsmethoden und repräsentative Tiergruppen herangezogen:

1. Blütenschicht - Gelbschale (Coleoptera, Hymenoptera, Heteroptera)
2. Krautschicht - Streifsack (Coleoptera, Heteroptera)
3. Bodenoberfläche - Bodenfalle (Coleoptera, Araneae, Heteroptera, Hymenoptera)

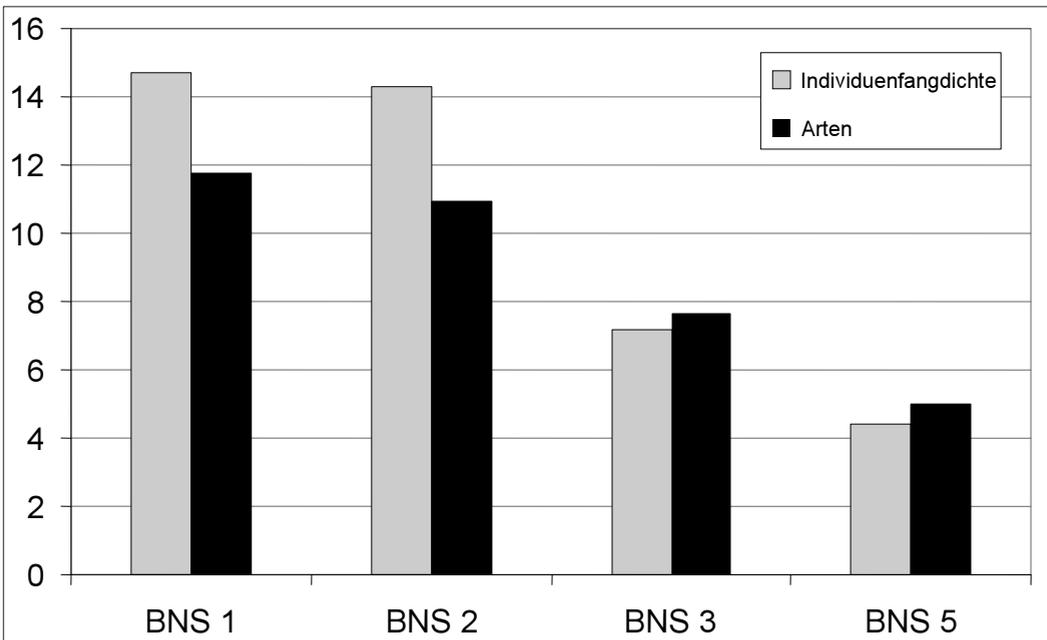


Abb. 1. Ackerarten der Blatt- und Rüsselkäfer aus Gelbschalen: Vergleich der Bewirtschaftungsformen (3-Jahresdurchschnitt) hinsichtlich Aktivitäts-Individuenfangdichte pro Falle und Fangzeitraum sowie Aktivitäts-Artenfangzahl

Es stellte sich die Frage nach der Entwicklung der Flächen unter den Bedingungen verschiedener extensiver Bewirtschaftungen und dem Vergleich mit einer konventionell bewirtschafteten Parzelle.

Für diesen Beitrag soll nur auf die Ergebnisse der Untersuchungen der Käfer (*Carabidae* und diverse *Coleoptera*) eingegangen werden.

Diverse Coleoptera

Eine Zuordnung phytophager Blattkäfer und Rüsselkäfer zur Kategorie Acker-Art konnte anhand der Einteilung von FRITZ-KÖHLER (1996) vorgenommen werden. Weitere Anhaltspunkte für die Bindung phytophager Arten können z. B. BÖHME (2001) entnommen werden. Die Fänge von phytophagen Käfern in Gelbschalen zeigten folgendes Ergebnis: Die Bodennutzungssysteme 1 und 2 (4gliedrige Fruchtfolgen) erreichen gleich hohe Artenzahlen und liegen dabei über den Werten der BNS 3 und 5. Hier kommt neben dem Extensivierungseffekt zum Tragen, dass sich durch den Anbau von vier verschiedenen aufeinanderfolgenden Feldfrüchten auch Arten mit aufsum-

mieren, die diese als Wirtspflanze haben oder durch die zugehörige Segetalflora begünstigt werden. Besonders interessant ist jedoch, dass sich die lediglich durch die Bewirtschaftung unterscheidenden Roggenparzellen (BNS 3 und 5) deutlich in Artenzahl und Individuendichte voneinander unterscheiden. So ist die Fläche unter extensiver Bearbeitung mit dreifacher Individuenzahl als auch mit doppelt so hohen ackertypischen Artenzahlen besiedelt.

Ein ähnliches Bild zeigt sich beim Vergleich der Fänge mithilfe des Keschers. Auch hier werden die höchsten Arten- und Individuenzahlen erwartungsgemäß auf den Parzellen mit Fruchtfolgegliedern (BNS 1 und 2) erreicht. Die Parzellen mit Dauerroggenanbau liegen darunter, wobei auch mit dieser Methode die Bevorzugung der Extensiv-Parzelle sowohl durch Individuen als auch Artenzahlen Ausdruck findet. Die hier vorgestellten Arten- und Individuenzahlen wurden aus den Mittelwerten der drei Beprobungsjahre gebildet. Für die Ermittlung der Zahlen für die Fruchtfolgen wurden außerdem die Werte der vier Wiederholungen gemittelt.

Für die Entwicklung der extensivierten Flä-

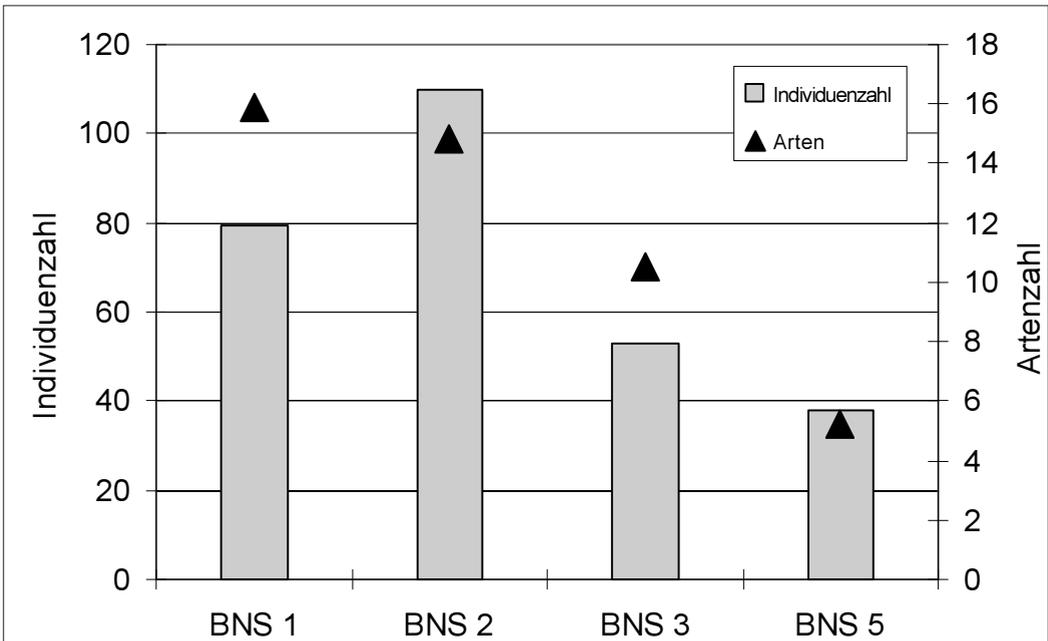


Abb. 2. Ackerarten der Blatt- und Rüsselkäfer aus Kescherfängen, Vergleich der Bewirtschaftungsformen (4-Jahresdurchschnitt)

chen konnte anhand von Gelbschalenfängen außerdem gezeigt werden, dass sich im Verlauf von drei Beprobungsjahren die Individuenfangzahl mehr als verdoppelte. Diese Zunahme ging mit einem Anstieg der Gesamtartenzahl und der ackertypischen Arten einher (MÜLLER-MOTZFELD et al. 2005).

Durch die Untersuchung weiterer Flächen in unmittelbarer Umgebung des Parzellenversuches sowie von mehreren Extensiv-Äckern und Brachen in der Region der Mecklenburgischen Seenplatte östlich der Müritz (Federow, Kargow) besteht die Möglichkeit, die jeweiligen Ergebnisse zu vergleichen.

Dabei zeigt sich, dass z. B. Blühstreifen und Brache am Parzellenversuch in etwa die Artenzahlen erreichen, wie sie auch in den artenreichen extensiv bewirtschafteten Fruchtfolgen (BNS 1 und 2) auftreten. Bei der Brache kommen weitere Arten hinzu, die störanfälliger sind und auf Äckern nicht vorkommen. Dies führt zu einer Zunahme der Gesamtartenzahl. Ein ähnlicher Trend ist auch auf den Probeflächen im Süden des Bundeslandes zu verzeichnen. Hier steigen die Artenzahlen sowohl im Ganzen als auch diejenigen der ackertypischen Tiere

weiter an. In diesem Falle ist das der Lage in besonders armen Sandgebieten zu verdanken, die als Grenzertragsstandorte nicht nur hinsichtlich der Ökonomie sondern auch des Pflanzenwuchses gelten können. Zum Teil laufen die Feldfrüchte hier so spärlich auf, dass sie in der Segetalvegetation nur geringste Deckungen erreichen. Die artenreiche Vegetation beherbergt eine Reihe von thermophilen Arten, welche nur hier angetroffen wurden.

Hier befindet sich auch der Lebensraum von *Ceratapion basicorne*, einem kleinen Rüsselkäfer, welcher an der Kornblume lebt. Diese Art galt früher als nicht selten, ist aber von starkem Rückgang betroffen, so dass sie nur in fünf Bundesländern mit aktuellen Funden belegt ist (KÖHLER & KLAUSNITZER 1998). Sie wird in der Roten Liste der Bundesrepublik als stark gefährdet geführt. Die Funde auf Äckern des südlichen Mecklenburgs stellen den Erstnachweis der Art für das Bundesland dar (RINGEL 2002), obwohl als sicher gelten kann, dass die Art seit langem dort vorkommt. Aufgrund der geringen Durchforschung war sie unerkannt geblieben. Der Rüsselkäfer kommt an den Fundorten nur an Pflanzen von sehr kümmerlichem Wuchs auf dünnen, nährstoffarmen Böden vor. Da-

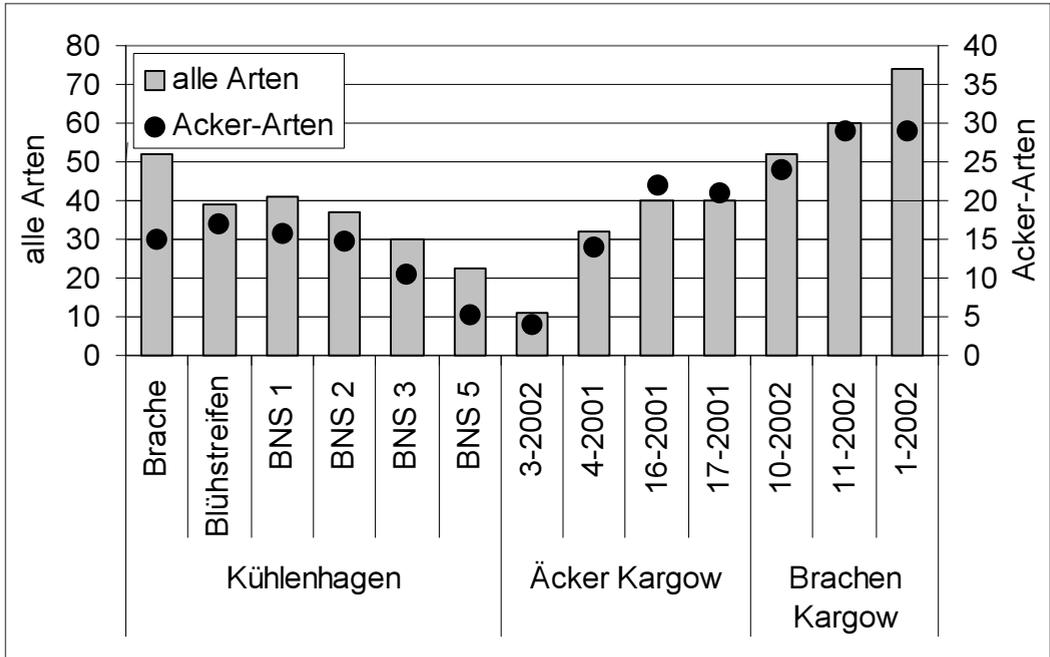


Abb. 3. Käfer aus Kescherfängen: Vergleich von Ackerstandorten mit Brachen

durch ist die Art wiederum einer besonderen Gefährdung durch Unterlassung ausgesetzt: geringe Erträge bei hohem Ausfallrisiko führen zur Aufgabe der Ackerbewirtschaftung mit anschließender Sukzession. Die daraus hervorgehenden Wiesen, Hochstaudenfluren oder Vorwälder kommen als Habitat sowohl der Segetal-Art Kornblume als auch aller an ihr lebenden phytophagen Tiere nicht mehr in Frage.

Die Populationsteile, die auf besser nährstoffversorgten Äckern vorkommen, sind durch die intensive Landwirtschaft gefährdet, die das trophische Niveau weiter anhebt und neben den Anbaukulturen keine weiteren Pflanzenarten duldet. Daraus resultiert eine hohe Gefährdung von ehemals weit verbreiteten Acker-Arten. So sind nach einer Analyse von SPRICK (in litt. 2001) von den 92 ackertypischen Rüsselkäfern in Mecklenburg-Vorpommern 66 Arten als in irgendeiner Weise gefährdet einzustufen. Diese Gefährdung gilt in gleicher Weise auch für die benachbarten Regionen. Als Nebeneffekt des Rückganges kommt die zunehmende Isolation der verbliebenen Populationen zum Tragen. Selbst für Arten mit Flugvermögen wird es fast unmöglich, noch oder wieder geeignete Standorte in größerer Entfernung gegebenenfalls neu zu besiedeln.

Durch den Einsatz verschiedener Fangmethoden an mehreren, z. T. exklusiven Probeorten gelang der Fang recht zahlreicher Individuen, unter denen auch einige faunistisch bemerkenswerte Arten waren bis hin zu Erstnachweisen für Mecklenburg-Vorpommern (RINGEL & KULBE 2006). Neben dem bereits erwähnten *Ceratapion basicorne* gehören z. B. auch *Mogulones euphorbiae*, *Phyllotreta cruciferae*, *P. astrachanica* (Neufunde) oder *Meligethes difficilis*, *Phalacrus coruscus*, *Longitarsus nasturtii*, *Gymnetron rostellum* (Bestätigungen alter Funde) dazu.

Die am Zoologischen Institut der Uni-Greifswald geführten Käfer-Checklisten (*Carabidae* und übrige *Coleoptera*) stellen die Grundlage dar, Änderungen in der Besiedlung zu erkennen und frühzeitig darauf reagieren zu können. So kehrten seit den 90er Jahren Arten wie *Poecilus punctulatus* oder *Ophonus signaticornis* aufgrund des höheren Angebotes an Rekreationsfläche für die Fauna (MÜLLER-MOTZ-

FELD 2000a) wieder zu uns zurück, die bereits seit Jahrzehnten der industrialisierten Landwirtschaft gewichen waren. Bis 2005 konnten Ergänzungen aus über 100 Quellen und mehreren Forschungsprojekten in die Liste von AHRENS (1998) eingearbeitet werden.

Laufkäfer

Aus naturschutzfachlicher Sicht ist es in der heutigen Zeit um die echten Agroelemente bei den Laufkäfern nicht sonderlich gut bestellt. Von den insgesamt 336 in Mecklenburg-Vorpommern nachgewiesenen Laufkäferarten sind 37 % als mehr oder minder stark gefährdet eingestuft, davon sind 11 % Acker- und Offenlandarten. Zum Vergleich stehen dem „nur“ 3,7 % echte Waldarten gegenüber. Seit dem 19. Jahrhundert sind in Mecklenburg-Vorpommern insgesamt 20 Arten verschollen, der Anteil der ausgestorbenen Acker- und Offenlandarten darunter ist mit 40% (8 Arten) beträchtlich. Entgegen diesem Negativtrend ist seit Mitte der 90er Jahre eine Zunahme typischer Agrozönose-Elemente aus Mecklenburg-Vorpommern zu beobachten, darunter sind auch ehemals völlig im Landesbestand erloschene Arten (*Poecilus punctulatus*, *Ophonus signaticornis*, *Diachromus germanus*), die nun wieder zur heimischen Fauna gerechnet werden können. Eine von diesen sich erholenden Arten ist *Ophonus signaticornis*. Sie wurde auch auf den Untersuchungsflächen in Kühlenhagen in größerer Anzahl gefunden. Im benachbarten Brandenburg gehört sie zu den häufigeren Arten in geeigneten Habitaten (SCHEFFLER et al. 1999). Andere, wieder in der Zunahme begriffene Agrozönose-Elemente sind *Harpalus calceatus*, *Calosoma auropunctatum*, *Carabus cancellatus* und *Carabus auratus* (MÜLLER-MOTZFELD 2000a). Die Rückwanderung von *Carabus auratus* nach Schleswig-Holstein wurde von BASEDOW (1998) dokumentiert.

Bei den Feldversuchen nahe Kühlenhagen hat sich gezeigt, dass sich die Arten- und Dominantenidentität in den extensiv bewirtschafteten Winterroggenfeldern einander sehr ähnlich sind, während sich unter diesem Gesichtspunkt der konventionelle Schlag von diesen beiden deutlicher unterscheidet.

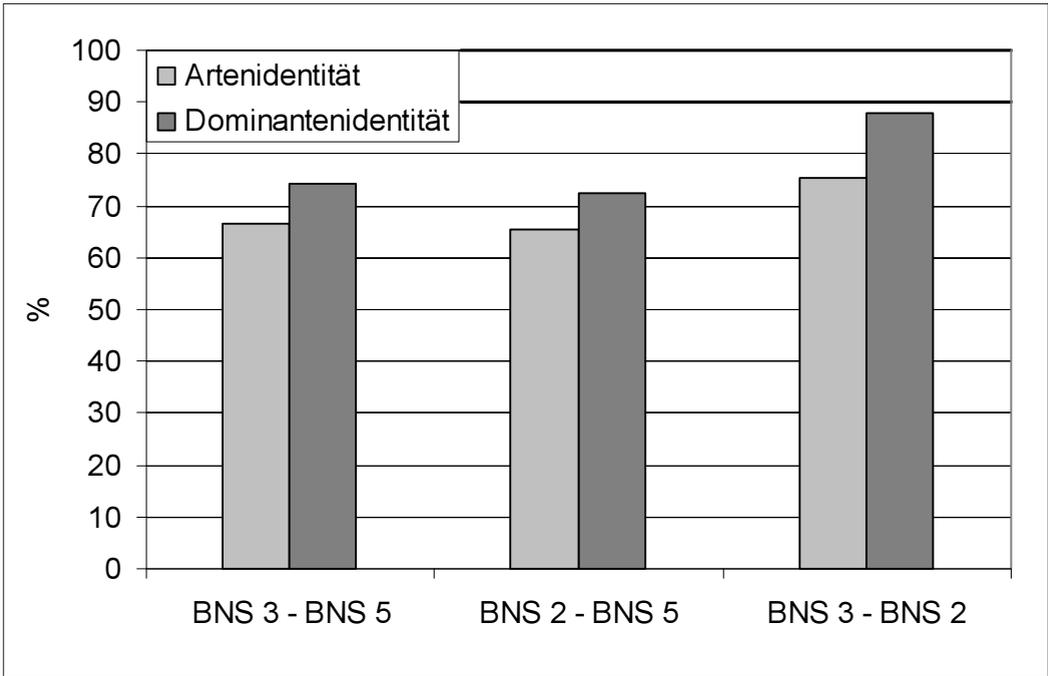


Abb. 4. Vergleich von Arten- und Dominantenidentität der Laufkäfer über drei Jahre auf Winterroggenparzellen

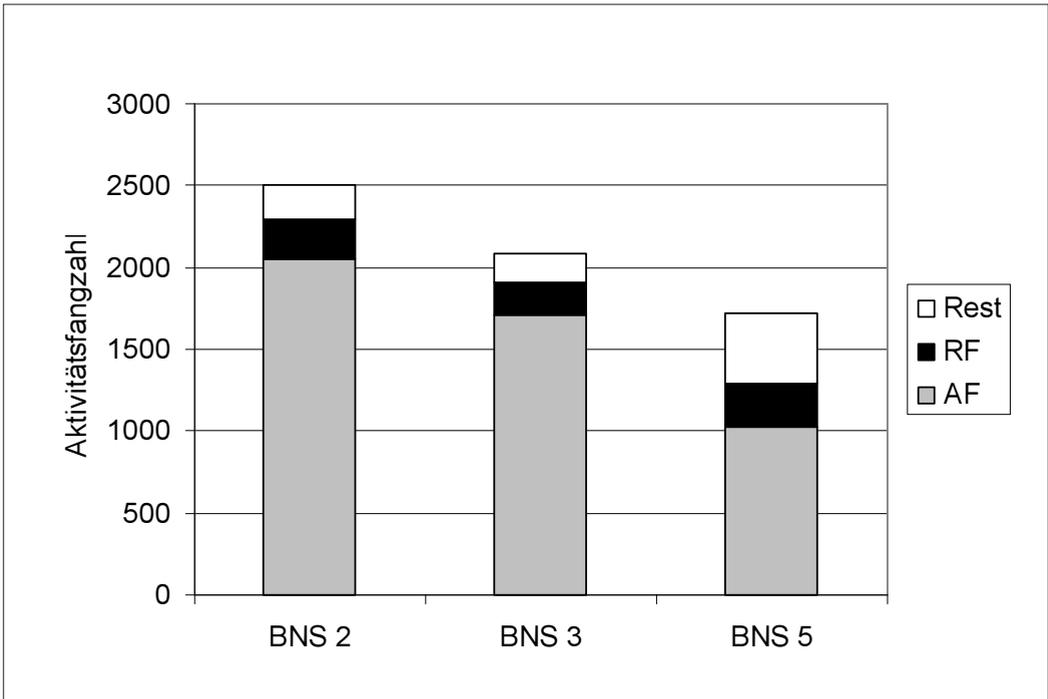


Abb. 5. Vergleich der Aktivitätsfangzahl der Laufkäfer ausgewählter Standorte (RF=Ruderalflur-Arten, AF=Ackerunkrautflur-Arten)

So lagen die Artenidentitäten zwischen der konventionellen Anbauform (BNS 5) und den extensiven Anbaumethoden (WR BNS 2, BNS 3) jeweils bei 65 % bzw. 66 %, die Dominantenidentität bei etwas über 70 % Ähnlichkeit. Die beiden extensiv bewirtschafteten Winterroggenschläge (WR BNS 2 und BNS 3) wiesen hingegen eine Artenidentität von 75 % und eine Dominantenidentität von 88 % auf. Diese gesteigerten Faunenähnlichkeiten sind besonders auf die Zahl und Dichte der ackertypischen Arten zurückzuführen, die auf den extensiv genutzten Flächen tendenziell höhere Aktivitätsfangzahlen erreichen (Abbildung 5). So weist der konventionelle Winterroggen gegenüber dem extensiv bewirtschafteten Winterroggen des BNS 2 lediglich halb so viele Individuen von Arten der Ackerunkrautfluren auf (3-Jahresdurchschnitt).

Auch der extensive Dauerroggenanbau erzielte eine deutlich höhere Individuenzahl als der konventionelle Winterroggen. Dominierende Arten waren dabei auf den Untersuchungsflächen *Carabus cancellatus*, *Poecilus versicolor*, *Poecilus lepidus*, *Poecilus cupreus*, *Pterostichus melanarius* und *Calathus fuscipes*, die in verschiedenen Verteilungsmustern über den Untersuchungszeitraum auftraten.

Die typische Ackerbrachenart *Poecilus lepidus* ist ein Beispiel, wie rasant eine Art auf bessere Lebensbedingungen reagieren kann. Im ersten Untersuchungsjahr 2001 hatte sie auf allen Parzellen eine Gesamtfangzahl von 160. Im zweiten Untersuchungsjahr bereits 557, um im

dritten Untersuchungsjahr einen Wert von 1097 zu erreichen. Auf dem extensiv bewirtschafteten Winterroggenfeld hatte sich die Ausgangszahl in den drei Jahren sogar verzwölffacht.

Tendenziell ist eine Zunahme von vergleichsweise xerothermen Arten zu verzeichnen, während die Arten mit mesophilem Anspruch keine Veränderungen oder abnehmende Tendenzen aufweisen. So konnte sich der Individuenanteil der xerothermen und termophilen Arten von den insgesamt 94 nachgewiesenen Arten von 19,3 % 2001 über 24,5 % 2002 auf 32,3 % 2003 erhöhen. Nach MÜLLER-MOTZFELD (2005) gehören 34 Arten zu den xerothermen und termophilen Laufkäfern. Neben dem schon erwähnten *Poecilus lepidus* waren es in erster Linie *Amara bifrons*, *Carabus auratus*, *Harpalus affinis*, *Harpalus rubripes*, *Harpalus tardus* und *Harpalus signaticornis*, die sich in dem Untersuchungszeitraum deutlich positiv entwickelt haben. Ein Blick auf die Verteilung dreier Charakterarten für Ackerbrachen auf den schon beschriebenen Untersuchungsparzellen (WR BNS 2, BNS 3 u. BNS 5) zeigt die deutliche Präferenz dieser Arten für die extensiv bewirtschafteten Parzellen.

Besonders die Art *Ophonus signaticornis* hat hier ihre Bestandsschwerpunkte, aber auch *Carabus cancellatus* und *Poecilus lepidus* profitieren von der Extensivierung. Schon RASKIN (1994) berichtet von den positiven Effekten, die von den pflanzenschutz- und düngemittelfreien Ackerrandstreifen auf die thermo- und xerophilen Feldcarabiden von konventionell bewirt-

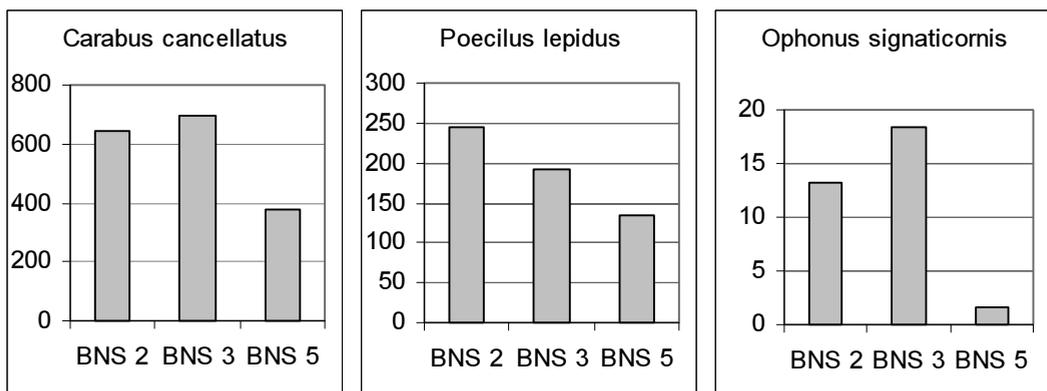


Abb. 6. Aktivitätsfangzahl dreier ausgewählter Arten auf verschiedenen Winterroggenanbauflächen

schafteten Wintergetreidefeldern ausgehen, in denen diese Arten höhere Reproduktionsraten erreichen. Die Ergebnisse machen deutlich, dass eine Extensivierung der Feldkulturen den gleichen Effekt auf die Carabiden ausübt. Gründe hierfür sind reduzierte landwirtschaftliche Bearbeitungsintensität, minimierter Agrochemikalieneinsatz (MÜLLER 1972, MÜLLER-MOTZFELD 2000a) und veränderte Vegetationsstruktur. Die Struktur der Vegetation beeinflusst im ganz erheblichen Maße die mikroklimatischen Verhältnisse (trockener und wärmer) auf den Flächen. So sind gerade die lückig wachsenden Feldfruchtbestände auf dem extensiv angebauten Winterroggen (ohne Düngemittleinsatz) für die charakteristischen Ackerarten Voraussetzung für eine längerfristig stabile Populationsgröße. Viele der xerophilen Laufkäferarten sind ursprünglich Steppenelemente, die an die trockenen und wärmeren offenen Strukturen eines extensiv genutzten Feldes angewiesen sind. In unseren Breiten finden sie in der modernen intensiven Landwirtschaft nur schwer diese günstigen Lebensbedingungen vor, was sich in den Roten Listen widerspiegelt, wie eingangs erwähnt wurde.

Von den insgesamt 94 im Projekt gefundenen Arten sind 17 Arten gefährdet. 14 Arten befinden sich in der Roten Liste Deutschland (TRAUTNER et al. 1997) und sieben Arten in der Roten Liste Mecklenburg-Vorpommern (MÜLLER-MOTZFELD 1992). Davon sind neun Carabidenarten xerotherm und vier weitere, haben ihren Schwerpunkt auf Sandtrockenrasen und Ackerunkrautfluren.

Mehrere dieser Arten sind dabei als Zufallsprodukt der hohen Erfassungsdichte mit Bodenfallen zu betrachten. Ihre geringen Bestände liegen in Bundesland in der Regel unter der üblichen Nachweisgrenze dieser Erfassungsmethode. Deshalb sind die Funde von großem faunistischem Wert.

Ausblick

Welche Voraussetzungen ermöglichen nun die Wiederkehr artenreicher Agrozoözen? Neben den nächstliegenden Bedingungen wie dem Vorhandensein der Wirtspflanze/des Kleinklimas oder des geeigneten Substrates ist dies auch

von der Möglichkeit der Wiederbesiedlung abhängig. Ohne intakte Lebensräume, welche mit ihrem Populationsüberschuss als Quellstrukturen fungieren, ist die Besiedlung benachbarter Habitate nicht vorstellbar. Die Dauer wird ganz entscheidend vom Vermögen zur Überwindung von größeren Entfernungen beeinflusst (Flug- und Laufaktivität). Die Basis der ehemals hohen Artendiversität von Ackerstandorten lag im kleinräumigen Abwechslungsreichtum von Strukturen der Felder und der zugehörigen Säume. Das künftige Zulassen dieser Strukturvielfalt wird den verschollenen und seltenen Arten zur Wiedererlangung ihres Status in der „Kultursteppe“ verhelfen, wie z. B. KRETSCHMER et al. (1995) zeigen konnte. Für eine nachhaltige Ansiedlung ist außerdem die Latenz der Strukturen erforderlich. Zur Entwicklung und Manifestation der Populationen ist das zeitliche und räumliche Nebeneinander einer kleinteilig strukturierten Agrarlandschaft mit artenreichen Rainen und Brachen zum Überstehen von Engpass-Situationen wenigstens in „Agrarschutzgebieten“ zu sichern. Primär muss natürlich die Forderung nach der Anwendung solcher Prinzipien auf ganzer Fläche stehen. Die Zunahme der Acker-Elemente auf lokaler/regionaler Ebene wird dann die Folge sein.

Die Verantwortung für den Schutz der Arten kann nicht mit dem Argument der natürlichen Verbreitung in anderen Faunenregionen delegiert werden. Da einige dieser exklusiven Acker-Arten inzwischen in ihrem gesamten Verbreitungsgebiet als extrem gefährdet oder gar als vom Aussterben bedroht gelten, wie z. B. *Calisthenes reticulatus* (MÜLLER-MOTZFELD 2000b), besteht die Verpflichtung, ihre letzten Populationen dort zu schützen, wo sie vorkommen!

Für die Grenzertragsstandorte bedeutet dies, dass es zumindest auf einem Teil der Fläche keine Sukzession oder Aufforstung (z. B. auf den ärmsten Standorten) geben darf. Eine derartige Entwicklung beendet die Faunentradition auf den wenigen verbliebenen, „naturnahen“ Feldfluren, die Refugialraum für die vorindustrielle Agrarfauna sind.

Um Auswirkungen umfassender und nachhaltiger Veränderungen in der Kulturlandschaft zu ermitteln, ist es dringend erforderlich, ein

Monitoring anhand ausgewählter Zielarten durchzuführen. Für eine fundierte Aussage zu dieser Thematik genügt es jedoch nicht, allein Daten von Freizeitforschern zu bearbeiten. Standardisierte Aufnahmemethoden zur Überwachung typischer Arten müssen dauerhaft in charakteristischen Lebensräumen zur Anwendung kommen. Bei subventionierten Flächenstilllegungen sollte dies durch Effizienzkontrollen ergänzt werden, um die Auswirkungen auf gefährdete Elemente der Fauna abschätzen zu können.

Zusammenfassung

Der hohe Gefährdungsgrad von Elementen der Ackerlandschaft sowie das nach wie vor unzureichende Wissen in Bezug auf Insekten, machen es erforderlich, diesen sowohl bei der Erfassung als auch beim Schutz mehr Aufmerksamkeit zukommen zu lassen. Vorgestellt werden Ergebnisse faunistischer Untersuchungen zu Käfern (Coleoptera) auf ertragsschwachen Standorten und Brachen in Mecklenburg-Vorpommern. Es konnte ermittelt werden, dass verschiedene extensive Bewirtschaftungsformen eine Zunahme von Arten- und Individuenzahlen allgemein und von ackertypischen Tieren im Besonderen bedingen. Die getätigten Erstnachweise und Wiederfunde vervollständigen die faunistische Datenbasis als Grundlage von Gefährdungsanalysen. Aus der Lebensweise der Tiere werden Ansprüche an die Ausprägung einer artenreichen Agrarlandschaft abgeleitet und die Forderung nach einem wirkungsvollen Kontrollinstrument aufgestellt.

Literatur

- BASEDOW, T. (1998): Langfristige Bestandsveränderungen von Arthropoden in der Feldflur, ihre Ursachen und deren Bedeutung für den Naturschutz, gezeigt an Laufkäfern (Carabidae) in Schleswig-Holstein 1971-1996. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 58, 215-227.
- BÖHME, J. (2001): Phytophage Käfer und ihre Wirtspflanzen in Mitteleuropa. – bioform Verlag, Großeschaiddt, 132 S.
- FRITZ-KÖHLER, W. (1996): Blatt- und Rüsselkäfer an Ackerunkräutern. – Agrarökologie 19, 1-138.
- HAMPICKE, U.; LITTELSKI, B., & WICHTMANN, W. (Hrsg.) (2005): Ackerlandschaften. Springer Verlag, Berlin/Heidelberg, 311 S.
- KLAUSNITZER, B. (2003): Gesamtübersicht zur Insektenfauna Deutschlands. – Entomologische Nachrichten und Berichte 47, 57-66.
- KLEEBERG, A. (2003): Faunistisch bemerkenswerte und für Mecklenburg-Vorpommern neue Arten der Kurzflügelkäfer (Col., Staphylinidae). – Archiv der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg XLII, 61-85.
- KÖHLER, F., & KLAUSNITZER, B. (Hrsg.) (1998): Verzeichnis der Käfer Deutschlands. – Entomologische Nachrichten und Berichte (Dresden), Beiheft 4, 185 S.
- KRETSCHMER, H.; PFEFFER, H.; HOFFMANN, J.; SCHRÖDL, G.; & FUX, I. (1995): Strukturelemente in Agrarlandschaften Ostdeutschlands. – ZALF-Bericht 19. ZALF Münchenberg, 164 S. u. Anhang.
- KULBE, J., & RINGEL, H. (2002): Beitrag zur Bockkäferfauna Mecklenburg-Vorpommerns (Col., Cerambycidae). – Entomologische Nachrichten und Berichte 46, 247-250.
- MÜLLER, G. (1972): Die Wirkung von Herbiziden auf die Mesofauna der Bodenoberfläche von Kulturfeldern unter besonderer Berücksichtigung der Arthropoden. – Pedobiologia 12, 169-211.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (1992): Rote Liste der gefährdeten Laufkäfer Mecklenburg-Vorpommerns. Die Umweltministerin Mecklenburg-Vorpommerns (Hrsg.), Schwerin.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (2000a): Analyse von Gefährdungsursachen am Beispiel der Laufkäfer. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 65: 33-50.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (2000b): Schützt die FFH-Richtlinie die „richtigen“ Arten? – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 68, 43-55.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (2004): Xerotherme Laufkäfer in Deutschland - Verbreitung und Gefährdung. – Angewandte Carabidologie Supplement III, 27-44.
- MÜLLER-MOTZFELD, G.; ALBERTI, G.; RINGEL, H.; HAMPTEL, J.; KREIBICH, E.; LOCH, R.; MATHIAK, G.; RUSSEL, D.; WEGENER, A., & WACHLIN, V. (2004): Bodenbiologische und ökofaunistische Untersuchungen zur Beurteilung des Waldumbaus im nordostdeutschen Tiefland. – Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 38(2), 95-101.
- MÜLLER-MOTZFELD, G.; RINGEL, H., HAMPTEL, J.; LOCH, R.; HENNICKE, S.; MARTSCHEI, T., & KORNMILCH, C. (2005): Bewirtschaftung ertragsarmer Ackerböden aus faunistischer Sicht. – in: HAMPICKE, U., WICHTMANN, W., & LITTELSKI, B. (Hrsg.): Ackerlandschaften – Nachhaltigkeit und Naturschutz auf ertragsschwachen Standorten. Springer Verlag 311 S.
- RASKIN, R. (1994): Die Wirkung pflanzenschutzmittelfreier Ackerrandstreifen auf die Entomofauna von Wintergetreidefeldern und angrenzenden Saumbiotopen. – Berichte aus der Agrarwissenschaft; Shaker-Verlag: 142 S.
- RINGEL, H., & KULBE, J. (2006): Blattkäferfunde zur Aktualisierung der Check-Liste Mecklenburg-Vorpommerns (Coleoptera: Chrysomelidae) – Entomologische Nachrichten und Berichte 50, 119-123.
- RINGEL, H. (2002): *Ceratopion basicorne* (ILLIGER, 1807) (Coleoptera: Apionidae) neu für Mecklenburg-Vorpommern. – Entomologische Nachrichten und Berichte 46, 128-129.

- SCHEFFLER, I.; KIELHORN, K.-H.; WRASE, D. W.; KORGE, H.; & BRAASCH, D. (1999): Rote Liste des Landes Brandenburgs (Coleoptera, Carabidae). – Natur und Landschaftspflege in Brandenburg 8(4), 1-27.
- SIMON, H.-R. (2001): Wie viele Insektenarten kennen wir? – Entomologische Zeitschrift Stuttgart 111(8), 243-252.
- TRAUTNER, J.; MÜLLER-MOTZFELD, G., & BRÄUNICKE, M. (1997): Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands (Coleoptera: Cicindelidae et Carabidae). – Naturschutz und Landschaftsplanung 29, 261-273.

Anschrift der Verfasser:

HOLGER RINGEL, JURECK HAMPEL & GERD MÜLLER-MOTZFELD, Zoologisches Institut der Universität Greifswald, Bachstraße 11/12, D-17489 Greifswald
E-Mail: ringel@uni-greifswald.de

SIBYLLE WINKEL, Offenbach am Main, MARTIN SCHROTH, Hanau, WILHELM BRESSLER, Vöhl, EDMUND FLÖBER, Offenbach am Main & MATTHIAS KUPRIAN, Steinau an der Straße

Wiederfund der Kleinen Zangenlibelle im Natura 2000-Gebiet 5818-401 „Main bei Mühlheim und NSG Rumpenheimer & Bürgeler Kiesgruben“ und Rückkehr der Art an den Untermain

In der Roten Liste der Libellen Hessens (HMILFN 1996) wird *Onychogomphus forcipatus* in der Kategorie „stark gefährdet“ geführt und gilt damit als seltene Art in Hessen. Nach SCHORR (1990) scheint die ehemalige Verbreitung der Kleinen Zangenlibelle in der Bundesrepublik schwerpunktmäßig auf die Mittelgebirge südlich des Mains und der Mosel beschränkt gewesen zu sein, wobei das norddeutsche Flachland weitgehend unbesiedelt war.

Als zumindest in Süddeutschland ehemals häufige Art (und stellenweise häufigste Gomphide) litt die Fließgewässerart wie kaum eine andere unter der Belastung ihres Lebensraumes mit organischen Schadstoffen. Auch der technische Ausbau und die Begradigung von Flüssen raubten der Kleinen Zangenlibelle, die auf Kies- und Schotterflächen angewiesen ist, den Lebensraum (KUHNS & BURBACH 1998).

Entsprechend verschwand die Art in den 1970er und 1980er Jahren aus fast allen Regionen Hessens. In der ersten Hälfte der 1990er Jahre beschränkten sich die hessischen Vorkommen nach langen Jahren fehlender Nachweise auf kleine Populationen an der Kinzig sowie der Eder (HMILFN 1996), während SCHORR (1990) lediglich Einzelbeobachtungen aus Hessen vermeldete.

Wiederbesiedlung Südhessens

Besonders erfreulich war daher der Nachweis der Art im NATURA 2000-Gebiet 5818-401 „Main bei Mühlheim und NSG Rumpenheimer und Bürgeler Kiesgruben“ am 16. Juli 2006. Zwischen 10:00 Uhr und 14:00 Uhr wurden bei sonnigem Wetter entlang des südlichen Ufers des Mains zwischen der Rumpenheimer Fährle und der Rodaumündung innerhalb des EU-Vogelschutzgebietes folgende Beobachtungen gemacht:

Die seltenen Gomphiden konnten gleich an mehreren Stellen im Europaschutzgebiet mit insgesamt rund 10 männlichen Tieren nachgewiesen und auch fotografiert werden. Dabei verteilten sich die Fundpunkte einzelner Tiere auf der gesamten Länge des begangenen Uferbereiches.

Bei einer punktuellen Nachsuche am 19. August 2006 konnte im westlichen Bereich des südlichen Mainufers zwischen 15:00 Uhr und 17:00 Uhr bei überwiegend sonnigem Wetter der Nachweis eines vermutlich am Vortag geschlüpften Weibchens erbracht werden.

Als Begleitarten wurden an den beiden Tagen im Europaschutzgebiet die in Tabelle 1 aufgeführten Spezies nachgewiesen.

Weitere Nachweise in Südhessen und Unterfranken

Erfreulich ist ebenfalls, dass es sich bei der Beobachtung von *Onychogomphus forcipatus* um keinen Einzelfall in Südhessen und am Untermain handelt, wie eine Recherche der Autoren zeigt. So wurde die Art bereits in den 1990er Jahren an mehreren Stellen am Unterlauf der Kinzig sowie am Main östlich des EU-Vogelschutzgebietes 5818-401 nachgewiesen. Im unterfränkischen Freudenberg (Kreis Miltenberg) wurde *Onychogomphus forcipatus* bereits 1992 gesichtet. 1993 konnte die Art auch im Aubachtal und Habichstal im Kreis Aschaffenburg nachgewiesen werden (MALKMUS, persönliche Mitteilung). In den Folgejahren wanderte die Art weiter mainabwärts und tauchte bei Hanau auf. Hier konnte ein schlüpfendes Exemplar auf der Exuvie auf den Ufersteinen des Alt mains bei Hanau-Steinheim im Juli 1997 beobachtet werden. 2002 folgte die Sichtung der Kleinen Zangenlibelle bei Kelsterbach und im Juli 2004 wurde die Art am nördlichen Mainufer bei Dörnigheim beobachtet.

2006 häufen sich die Beobachtungen von *Onychogomphus*. So wurden am 3. Juli zwei Exemplare an der Kinzig in der Bulau bei Hanau und am 18. Juli ein weiteres Exemplar am Hanauer Mainufer auf der Höhe der Kesselstädter Schleuse beobachtet.

ECKSTEIN (persönliche Mitteilung) sichtete im Bereich des EU-Vogelschutzgebietes in der ersten Juliwoche 2006 ihm zunächst unbekanntes Libellen, die er später als Zangenlibellen einordnete.

DIEHL (persönliche Mitteilung) fand Einzel-exemplare der Art im Sommer 2006 in Mainhausen nahe der HIM-Grube. STÜBING (persönliche Mitteilung) fand einige Tiere der Art im Bereich des Gehaborner Hofes am Darmbach westlich von Darmstadt. Bereits 2002 wurde die Kleine Zangenlibelle nahe Kelsterbach nachgewiesen (SENCKENBERG 2002).

Auch in Nordhessen an Eder und Orke konnte sich die Art dauerhaft etablieren, wie zahlreiche Nachweise in den Monaten Juni und Juli des Jahres 2006 an insgesamt sechs ausgewählten Standorten zeigen (Eder unterhalb Schmittlothheim 15-20 Männchen, Eder am

Tabelle 1. Sonstige nachgewiesene Libellenarten im Natura 2000-Gebiet 5818-401 „Main bei Mühlheim und NSG Rumpenheimer & Bürgeler Kiesgruben“. Die Art-Nachweise erfolgten am Südufer des Mains am 16. Juli 2006 sowie am 19. August 2006.

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Bemerkungen
<i>Aeshna mixta</i>	Herbst-Mosaikjungfer	1 Männchen
<i>Ischnura elegans</i>	Große Pechlibelle	mit 20 bis 30 Exemplaren mäßig häufig vertreten
<i>Libellula depressa</i>	Plattbauch	1 Männchen
<i>Orthemtrum cancellatum</i>	Großer Blaupfeil	mit mehr als 20 Exemplaren mäßig häufig vertreten
<i>Platycnemis pennipes</i>	Federlibelle	ca. 10 Tiere, eines davon frisch geschlüpft
<i>Calopteryx splendens</i>	Gebänderte Prachtlibelle	ca. 15 Männchen
<i>Crocothemis erythraea</i>	Feuerlibelle	3 Exemplare, davon 1 Männchen und 2 Weibchen
<i>Sympetrum sanguineum</i>	Blutrote Heidelibelle	5 Männchen



Abb. 1. EU-Vogelschutzgebiet „Main bei Mühlheim“

Das Europaschutzgebiet „Main bei Mühlheim und NSG Rumpenheimer & Bürgeler Kiesgruben“ im Nordosten der Stadt Offenbach ist nicht nur Brut- und Rastplatz zahlreicher Vogelarten, sondern auch Lebensraum vieler Libellenarten (Foto: S. WINKEL).



Abb. 2. Kleine Zangenlibelle (Foto: S. WINKEL). Etwa 10 Exemplare der Kleinen Zangenlibelle konnten am südlichen Ufer des Europaschutzgebietes nachgewiesen werden.

Tabelle 2. Chronologische Darstellung der Fundorte sowie Angabe der Beobachter der Kleinen Zangenlibelle (*Onychogomphus forcipatus*) im unterfränkischen und hessischen Untermain-Einzugsbereich seit 1992 sowie aktuelle Fundangaben an Eder und Orke im Kreis Waldeck-Frankenberg.

Jahr	Nachweisort	Beobachter	Bemerkungen
Untermain in Hessen und Unterfranken			
1992	Main bei Freudenberg, Kreis Miltenberg, Unterfranken	Martin Schroth/ Rudolf Malkmus	
1993	Aubachtal & Habichtstal, Kreis Aschaffenburg, Unterfranken	Martin Schroth/ Rudolf Malkmus	
Juli 1997	Altmain bei Hanau-Steinheim	Martin Schroth	1 schlüpfendes Exemplar auf Exuvie im Bereich der Ufersteine des Alt mains
2002	nahe Kelsterbach	Senckenberg	
Juli 2004	nördliches Mainufer bei Dörnigheim	Martin Schroth	Natura 2000-Gebiet 5818-401
2006	Mainhausen, nahe der HIM-Grube	Dirk Diehl	Einzelexemplare
03. Juli 2006	Kinzig, (FFH-Gebiet Bulau bei Hanau)	Martin Schroth	2 Exemplare im Natura 2000-Gebiet 5819-308 Erlensee bei Erlensee und Bulau bei Hanau
1. Juliwoche 2006	südliches Mainufer bei OF-Rumpenheim	Reinhard Eckstein	Einzelexemplare am westlichen Rand des Natura 2000-Gebietes 5818-401
16. Juli 2006	südliches Mainufer zwischen OF-Rumpenheim und Mühlheim	Sibylle Winkel & Matthias Kuprian	rund 10 Männchen am gesamten Südufer des Natura 2000-Gebietes 5818-401
18. Juli 2006	Mainufer bei Hanau, Höhe Kesselstädter Schleuse	Martin Schroth	ein Exemplar
19. Aug. 2006	südliches Mainufer zwischen OF-Rumpenheim und Mühlheim	Sibylle Winkel & Matthias Kuprian	1 vermutlich am Vortag geschlüpfte Weibchen im Natura 2000-Gebiet 5818-401
Edersystem im Kreis Waldeck-Frankenberg			
Sommer 2006	Eder zwischen Hatzfeld und Schmittlothheim sowie Unterlauf der Orke (FFH-Gebiet Obere Eder)	Wilhelm Bressler	Nachweis von insgesamt ca. 120 Exemplaren an 6 ausgewählten Standorten an Eder und Orke im Natura 2000-Gebiet 4917-350 Obere Eder

Wehr bei Röddenau 15-20 Männchen, Eder bei Ederbringhausen-Nieder-Orke ca. 20 Männchen, Eder bei Rennertehausen ca. 20-25 Männchen, Eder am Wehreinlauf bei Auhammer nahe Dodenau ca. 40 Männchen sowie einzelne Weibchen, Orke bei Reckenberg ca. fünf Exemplare). Der Nachweis von Larven im Substrat unterhalb von Flusswehren zeigt, dass die Art im Gewässersystem der Eder erfolgreich reproduziert.

Die chronologisch geordneten Fundhinweise (Tabelle 2) legen den Schluss nahe, dass die Wiederbesiedlung des hessischen Untermain bereits in der zweiten Hälfte der 1990er Jahre erfolgte. In der Folgezeit reproduzierte die Art offensichtlich erfolgreich und etablierte sich flächenhaft. Ob dabei die Wiederausbreitung alleine aus Unterfranken kommend mainabwärts erfolgte oder auch hessische Restpopulation im unteren Kinzigbereich an der Wiederausbreitung mitwirkte, lässt sich anhand der Daten kaum rekonstruieren.

Unsichere Reproduktion

Fraglich ist allerdings, ob und in welchem Umfang die Art auch im EU-Schutzgebiet bei Offenbach erfolgreich reproduziert. Dies müssen weitere Beobachtungen und Untersuchungen zeigen. Der Nachweis eines vermutlich am Vortag geschlüpften weiblichen Tieres am östlichen Rand des Schutzgebietes ist ein Hinweis auf Bodenständigkeit im Gebiet, aber kein eindeutiger Beweis.

Der relativ ausgeprägte Stillgewässercharakter des stark anthropogen überformten Mainabschnittes im Europaschutzgebiet in Verbindung mit dem teils hohen Wellenschlag durch den Schiffsverkehr lässt nur wenige Uferbereiche als geeignet erscheinen. Wahrscheinlich gelingt nur wenigen Tieren eine erfolgreiche Metamorphose zum flugfähigen Tier. Gestützt wird diese Annahme durch eine Beobachtung von SCHROTH im Jahr 2004, der am Mainufer bei Dörnigheim ein gerade schlüpfendes Exemplar der Art - flugunfähig noch auf der Exuvie sitzend - von Schiffs-Wellenschlag wegschützen sah.

Denkbar ist auch eine Reproduktion an den Main-Zuflüssen wie Rodau, Bieber und Kinzig,

die entweder noch naturnähere Strukturen aufweisen oder die in den letzten Jahren zumindest abschnittsweise renaturiert und revitalisiert wurden.

Als Ursache für die Wiederbesiedlung des Untermain-Systems durch die Kleine Zangenlibelle kommen im Wesentlichen drei Faktoren zur Geltung:

1. Allgemeine Verbesserung der Gewässergüte in den beiden letzten Jahrzehnten
2. Verbesserung der Gewässerstruktur durch Renaturierungen und Revitalisierung von Gewässern
3. Klimaerwärmung

Die Verbesserung der Gewässergüte im Main und seinen Nebenflüssen in den letzten Jahrzehnten ist allgemein belegt und dürfte eine der Voraussetzungen für die Wiederausbreitung von Fließgewässerlibellen wie der Kleinen Zangenlibelle sein.

Noch bedeutsamer dürften aber die Anstrengungen zur Renaturierung und Revitalisierung von Gewässerabschnitten mit dem Ziel sein, gewässermorphologisch wieder eine Annäherung an natürliche Verhältnisse zu erreichen. Am Obermain konnte von SCHLUMPRECHT et al. (2004) eindrucksvoll gezeigt werden, wie stark *Onychogomphus forcipatus* von Renaturierungsmaßnahmen profitiert. Die Autoren zeigten, dass die Kleine Zangenlibelle mit am stärksten von Maßnahmen wie der Erweiterung der Flussbreite, dem Zulassen von Dynamik mit Neuschaffung von flachen Kiesufern und -inseln sowie Prallhängen und der Anbindung von Baggerseen etc. profitierte und ein starkes Wiederbesiedlungsvermögen aufwies.

Als wärmeliebende, eher mediterrane Art profitiert die Kleine Zangenlibelle zudem von der Klimaerwärmung (SCHLUMPRECHT et al. 2004). Dies ist keine Besonderheit der Untermainregion. Die Ausbreitung mediterraner Libellen ist vielfach belegt und konnte auch für Hessen bereits gezeigt werden (KUPRIAN et al. 2005, WINKEL & KUPRIAN 2006).

Es ist daher davon auszugehen, dass alle drei der o. a. Faktoren ganz wesentlich zur Wiederausbreitung der Art beigetragen haben. Sollte es

sich hier nicht nur um ein vorübergehendes Phänomen handeln, wird die Einstufung der Art in die Kategorie 2 (stark gefährdet) der hessischen Roten Liste erfreulicherweise bald hin-fällig sein.

Literatur

- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BFN) (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schr.-R. Landschaftspf. Naturschutz 55, Bonn-Bad Godesberg, 434 S.
- HESSISCHES MINISTERIUM DES INNEREN UND FÜR LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN UND NATURSCHUTZ (1996): Rote Liste der Libellen Hessens, Wiesbaden.
- KUHN, K., & BURBACH, K. (1998): Libellen in Bayern. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- KUPRIAN, M., WINKEL, S., ANGERSBACH, R., FLÜGEL, H. J., ECKSTEIN, R., & VOIGT, F. (2005): Monitoringprojekt Vogelsbergteiche - Erste faunistische Ergebnisse. - Jahrbuch Naturschutz in Hessen 9, 186-203.
- SENCKENBERG (2002): Erfassung von Flora, Fauna und Biototypen im Umfeld des Flughafens Frankfurt am Main. Teil V Arten und Biotope. Im Internet veröffentlichtes Gutachten des Forschungsinstitutes Senckenberg, Arbeitsgruppe Biotopkartierung, November 2002.
- SCHLUMPRECHT, H., STRÄTZ, C., POTRYKUS, W., & FROBEL, K. (2004): Libellenverbreitung und wasserwirtschaftliche Renaturierungsmaßnahmen im oberen Maintal. - Naturschutz & Landschaftsplanung 36 (9), 277-287.
- SCHORR, M. (1990): Grundlagen zu einem Artenhilfsprogramm Libellen der Bundesrepublik Deutschland. - Ursus Scientific publishers Bilthoven, Bilthoven.
- WINKEL, S., & KUPRIAN, M. (2006): Die Libellenfauna neu angelegter Flachgewässer im Süden der Stadt Offenbach. - Jahrbuch Naturschutz in Hessen 10, 34-39.

Anschriften der Verfasser:

SIBYLLE WINKEL, NABU LAG Naturentwicklung & Biodiversität, Pommernstraße 7,
D-63069 Offenbach am Main,
E-Mail: si.winkel@t-online.de

MARTIN SCHROTH, Herderweg 2, D-63454 Hanau

WILHELM BRESSLER, NABU Waldeck-Frankenberg, Auf dem Sattler 14, D-34516 Vöhl

EDMUND FLÖBER, NABU LAG Naturentwicklung & Biodiversität, Pommernstraße 7,
D-63069 Offenbach am Main

DR. MATTHIAS KUPRIAN, NABU LAG Naturentwicklung & Biodiversität, Ringstraße 42,
D-36396 Steinau an der Straße



Der Name „Boletus“ ist der wissenschaftliche Name einer Pilzgattung, in der so bekannte Arten wie Steinpilz, Satanspilz oder Königsröhrling vereinigt sind. Die Zeitschrift „Boletus“ wurde 1977 in der DDR gegründet und 1994 mit dem ebenfalls dort erschienenen „Mykologischen Mitteilungsblatt“ vereint. Seit 1990 wird die Zeitschrift vom NABU herausgegeben. Sie greift vor allem Themen aus der Floristik, Ökologie, Chorologie und Taxonomie mitteleuropäischer Pilze auf, wobei im begrenzten Umfang auch lichensierte Pilze (= Flechten) Berücksichtigung finden. Bestandsentwicklungen und naturschutzrelevante Themen werden besonders beachtet.

Schriftleiter: Dr. PETER OTTO, Universität Leipzig, Institut für Biologie I, Johannisallee 21-23, 04103 Leipzig,
Telefon: 03 41.9 73 85-92/-90, E-Mail: otto@uni-leipzig.de

Bezug und Abonnentenverwaltung: BERIT und PETER OTTO, Schleiermacherstraße 40, 06114 Halle/Saale,
Telefon: 0345.8 05 09 72, E-Mail: otto@uni-leipzig.de

„Boletus“ erscheint in zwei Ausgaben pro Jahr mit einem Umfang von zusammen ca. 100 Seiten .

Internet: www.NABU.de > Artenschutz > Pilze, Flechten & Moose > Boletus

http://www.nabu.de/m05/m05_12/03930.html

Absender

Bitte
freimachen

.....
Vor- und Zuname

.....
Straße

.....
PLZ/Ort

NABU
10108 Berlin



PULSATILLA Zeitschrift für Botanik und Naturschutz •

NABU Bundesfachausschuss Botanik



„Pulsatilla“ veröffentlicht Originalarbeiten und Übersichtsbeiträge zum botanischen Naturschutz. Sie umfasst floristische, geobotanische und vegetationskundliche Themen im Zusammenhang mit dem floristischen Wandel und dem Florenschutz in Deutschland. Ausdrücklich aufgenommen werden auch Arbeiten aus der Naturschutzpraxis sowie zu weniger bekannten Pflanzengruppen einschließlich Moose, Algen oder Flechten.

Schriftleiter: Dr. Thomas Hövelmann, Lambertstraße 40, 48155 Münster, Telefon 0251.133 75 62
E-Mail: hoevelmann_thomas@yahoo.de

„Pulsatilla“ erscheint in etwa jährlichen Abständen mit einem Umfang von 60-90 Seiten.

Hiermit abonniere ich ab sofort aus der Reihe „Naturschutz Spezial“ des NABU die Fachzeitschrift

INSECTA

BOLETUS

PULSATILLA

- Bitte schicken Sie mir die Liste und das Info-Material zu den NABU-Bundesfachausschüssen und -Arbeitsgruppen.
- Ich bin an einer Projekt-Patenschaft interessiert.
- Bitte senden Sie mir eine Übersicht der aktuellen NABU-Materialien.
- Ich möchte NABU-Mitglied werden. Bitte senden Sie mir Informationsmaterial zu.
- Bitte schicken Sie mir die schon erschienenen Hefte der Zeitschrift:

Name der Zeitschrift:

Nummern oder Erscheinungsjahre der Hefte:

Name, Vorname:

Straße, Nr.:

PLZ; Ort:

Datum, Unterschrift: