

## Heuschreckenpopulationen als mögliche Indikatoren bei der Prüfung anthropogener Umwelteinflüsse

Helmut Kriegbaum

### ZUSAMMENFASSUNG

In dieser Arbeit werden Möglichkeiten aufgezeigt und diskutiert, wie Insektenpopulationen zur Indikation bei Eingriffen in den Naturhaushalt eingesetzt werden könnten. Am Beispiel der Heuschrecken wird gezeigt, daß Populationen dieser Gruppe rasch auf anthropogene Einflüsse reagieren, daß über Populationsgrößen besser als über Artenspektren natürliche Schwankungen in Lebensgemeinschaften erfaßt werden können und daß Heuschrecken eine geeignete Gruppe sind, die eine Erfassung ganzer Populationen in kurzer Zeit erlauben. Damit eignen sie sich für den Einsatz bei landschaftsökologischen Planungsvorhaben und naturschutzrelevanten Fragestellungen.

### EINLEITUNG

Ökologische Untersuchungen an Heuschrecken werden in der BRD im Rahmen Naturschutz- und landschaftsökologischer Planungen sehr häufig durchgeführt (BROCKSIEPER 1976; HEUSINGER 1980; 1988, INGRISCH 1979a; KRIEGBAUM 1988; 1989; MARTENS & GILLANDT 1985; OSCHMANN 1969; SCHLUMPRECHT 1988; VOITH 1988). Die Gründe dafür sind u.a. der relativ geringe zeitliche Aufwand bei der Erfassung des Artenbestandes im Feld, das jahreszeitlich sehr kompakte gemeinsame Auftreten der adulten Individuen fast aller Arten im Juli und August und die strikte ökologische Bindung vieler Arten an Habitat und Raumstruktur (CLARK 1948; INGRISCH 1979b; KALTENBACH 1963; KRIEGBAUM 1988b; MERKEL 1980; MONK 1985; OSCHMANN 1973; SÄNGER 1977). Damit erfüllen Heuschrecken nicht nur die Funktion als ökologische Zeigerorganismen, sondern erlauben aus planungstechnischer Sicht auch eine ökonomische Handhabung.

Mit der Erfassung des Artenbestandes (nicht nur der Heuschrecken) sollen bei diesen Untersuchungen Aussagen zur Qualität von Lebensräumen getroffen und Entscheidungs- und Argumentationshilfen bei der Beurteilung ihrer Schutzwürdigkeit gefunden werden. Zu diesem Zweck ist es notwendig, Bewertungsformen auf der Basis von Artenlisten zu entwickeln. Bei dieser Bewertung spielen derzeit die sogenannten "Rote-Liste-Arten" eine große Rolle. Das sind besonders geschützte Arten, die in Bayern seit 1976 (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN 1983) und in der BRD seit 1977 (BLAB et al. 1984) in den "Roten Listen bedrohter Tiere" zusammengefaßt sind. Neben den Rote-Liste-Arten wird zur Lebensraumbewertung häufig auch die Artenzahl herangezogen (z.B. KRIEGBAUM 1989; HEUSINGER 1988).

Die Bewertung von Flächen auf Grundlage der Rote-Liste-Arten und des Artenspektrums ist nicht unproblematisch:

(1) Das Artenspektrum und damit die Zahl der gefährdeten Arten kann von Region zu Region sehr variieren, was einerseits von der Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung und andererseits von den naturräumlichen Gegebenheiten einer Region abhängen könnte (z.B. HEUSINGER 1988; KRIEGBAUM 1988a; 1989; SCHLUMPRECHT 1988; VOITH 1988). Aus diesem Grund sind Bewertungskriterien der meist regional arbeitenden Gutachter nahezu willkürlich festgelegt und an das Artenspektrum ihres Untersuchungsgebietes im jeweiligen Jahr angepaßt. Objektive und überregional geltende Kriterien zur Beurteilung von Flächen fehlen vollständig.

(2) Durch die Erfassung des Artenbestandes wird in der Regel der Status quo einer Fläche ermittelt. Natürliche oder anthropogen bedingte Änderungen im Artenbestand bleiben dabei unberücksichtigt. Diese sollten aber - zumindest bei den Heuschrecken - berücksichtigt werden, weil viele, auch seltene Arten zu den Neulandbesiedlern gehören und sich das Artenspektrum mit der sich ändernden Vegetation einer Pioniergesellschaft ebenfalls ändert. Aufgrund dieser natürlichen Variabilität könnten Erfolgskontrollen - z.B. einige Jahre nach einer Pflegemaßnahme - u.U. gar keine Erfolge widerspiegeln, sondern nur den Verlauf der natürlichen Sukzession.

Aus den genannten Gründen sollten in der Zukunft neue Wege beschritten werden, die über eine Inventarisierung des Artenbestandes hinausgehen. Diese Notwendigkeit ergibt sich v.a. daraus, daß verstärkt der Wunsch und die Forderung besteht, den Einfluß von Eingriffen des Menschen in den Naturhaushalt zu belegen. Zu diesem Zweck ist es notwendig, Meßgrößen zu benutzen, die rasch auf eine Änderung als Folge eines Eingriffs ansprechen, deren natürliche Variabilität kontrollierbar ist und deren Erfassung innerhalb eines akzeptablen zeitlichen und finanziellen Rahmens abzuwickeln ist. Eine Möglichkeit dazu sehe ich in der Erfassung von Populationsgrößen individuenreicher Organismen. Eine diesbezüglich leicht zu erfassende Gruppe sind die Heuschrecken (KRIEGBAUM 1988b; KÖHLER 1986). Bei hohen Fangwahrscheinlichkeiten und geringem zeitlichen Aufwand lassen sich die Populationsgrößen sehr vieler Arten mit großer Genauigkeit ermitteln. Durch diese Vorteile gegenüber anderen Tiergruppen, deren Bestände oft nur über komplizierte Fangtechniken bei erheblichem Zeitaufwand zu ermitteln sind (z.B. RÜMER & MÜHLENBERG 1988, MÜLLER 1984), könnten standardisierte Freilandmethoden entwickelt werden, mit deren Hilfe man zur Indikation anthropogener Umweltveränderungen beitragen könnte. In dieser Arbeit möchte ich anhand einiger Beispiele deutlich machen, welche Faktoren berücksichtigt werden müßten, damit solche Freilandmethoden im Dienst des Natur- und Umweltschutzes sinnvoll eingesetzt werden könnten.

## METHODEN

Im folgenden sollen zwei Untersuchungsgebiete in Nordbayern, auf denen ich über mehrere Jahre quantitative Untersuchungen an Heuschrecken durchführte, miteinander verglichen werden.

Gebiet I im Landkreis Schwandorf umfaßte ein Areal von ca. 1 km<sup>2</sup> Größe. Hier wurden vier Dauerbeobachtungsflächen (in einer Sandgrube, auf einem Sandmagerrasen, entlang eines Grabens und an einer sumpfigen Stelle in der Umgebung einer Quelle) ausgewählt und während eines Zeitraumes von fünf Jahren (1985 bis 1989) Artenzahlen und Populationsgrößen (nur adulte Individuen) bestimmt. Die Habitatstruktur änderte sich während des Untersuchungszeitraumes nicht sichtbar. Die Populationsgrößen wurden auf festgelegten Quadraten à 25 m<sup>2</sup> durch Leerfangen ermittelt. Die gefangenen Tiere konnten an Ort und Stelle bestimmt, gezählt und wieder freigelassen werden. Pro Jahr und Quadrat erfolgten neun Fänge. Die Fangzahlen aus diesen neun Fängen wurden weiter unten addiert. Es handelt sich in Abb. 2 also nicht um mathematisch-quantitative Schätzungen der Populationsgrößen, sondern um Meßzahlen, die die Populationsgrößen repräsentieren.

Gebiet II im Landkreis Ansbach umfaßte eine ca. 1 ha große Fläche. Das untersuchte Heuschreckenhabitat entwickelte sich hier auf einer inselartigen, heute von Wald umgebenen Rodungsfläche eines ehemaligen Eichenhains, der nach der Abholzung nicht wieder aufgeforstet wurde. Die Vegetation dieser Pioniergesellschaft ließ sich in vier Untereinheiten gliedern, die nach der jeweils dominanten Pflanzenart charakterisiert wurde. Dies waren Bereiche mit überwiegend jungwüchsigen 10-20-jährigen Kiefern, zusammenhängenden Flächen von etwa 1 m hohem *Calamagrostis epigejos*, kleineren Trockenflächen mit *Festuca*-Arten sowie *Hieracium pilosella* und grasreiche Flächen mit überwiegend ca. 30 cm hoch wachsendem *Agrostis tenuis*. Die *Agrostis tenuis*-Flächen nahmen den größten Teil der Gesamtfläche ein. Auf dieser reich strukturierten Fläche wurden über mehrere Jahre die Populationsgrößen von unterschiedlich eingemischten Arten mit Hilfe der Wiederfangmethode bestimmt. Dazu wurden alle Tiere individuell markiert, freigelassen und in 3-Tages-Abständen wiederbeobachtet. Jedem Individuum wurde zusätzlich bei jedem Fangergebnis ein Koordinatenpaar zugeordnet. Durch die Eintragung dieser Koordinaten in eine Karte (siehe Abb. 3) sollte das Verteilungsmuster der verschiedenen Arten als Beleg für die unterschiedliche Einnischung sichtbar gemacht werden (siehe auch KRIEGBAUM 1988b).

### Natürliche Änderungen von Artenzahl und Abundanz auf Dauerbeobachtungsflächen

Die Ergebnisse im Untersuchungsgebiet I zeigen natürliche Bestandsänderungen der Artenzahlen und der Fangzahlen. In Abb. 2 sind die relativen Fangzahlen (die summierten Prozentwerte ergänzen sich zu Hundert) der fünf individuenreichsten Arten auf vier Dauerbeobachtungsflächen dargestellt. Während sich Zu- und Abnahmen bei den fünf Arten zwischen 1985 und 1986 die Waage hielten, kam es im Jahr 1987 zu einer starken Verminderung der Populationsgrößen, was sich in erheblich niedrigeren Fangzahlen ausdrückt. Die Art *Chorthippus brunneus* verschwand daraufhin in den folgenden beiden Jahren völlig, die Bestände der anderen vier Arten (*Chorthippus dorsatus*, *Chorthippus biguttulus*, *Chrysochraon brachyptera* und *Myrmeleotettix maculatus*) blieben mehr oder weniger auf dem Niveau des Jahres 1987 stehen. Viel weniger deutlich änderte sich die Artenzahl auf den Dauerbeobachtungsflächen. In der Summenkurve der Abb. 1 erkennt man einen Rückgang der Artenzahl von 1986 (17 Arten) auf 1987 (12 Arten). In den beiden darauffolgenden Jahren lag die Zahl bei 13. Bezogen auf die Einzelflächen änderte sich die Artenzahl sehr unterschiedlich. Auf Fläche 1 kam es zu einer Zunahme und auf 2 und 4 zu einer Abnahme der Artenzahl. Auf Fläche 3 blieb sie in den ersten 4 Jahren konstant. Erst von 1988 auf 1989 wurden 2 der vorher vorhandenen Arten nicht mehr nachgewiesen.

### Kleinräumige Einnischung von vier Feldheuschreckenarten

Abb. 3 zeigt die Verteilung von vier unterschiedlich eingemischten Feldheuschreckenarten auf dem 1 ha großen Gebiet II. Die Punktverteilung kennzeichnet das maximal von einer Art besiedelte Areal, weil die Koordinaten aller Fangtage des Sommers 1984 übereinander gelegt wurden. Aus dem Verbreitungsmuster der mit verschiedenen Symbolen gekennzeichneten Arten wird ihre Mikrohabitatbindung deutlich. Die Fundpunkte überlappen selbst auf dieser kleinen Fläche nur wenig. *Myrmeleotettix maculatus* (Kreuze) und *Chorthippus brunneus* (Quadrate) besiedelten die vegetationsfreien bis schwach bedeckten, sehr warmen, windgeschützten Waldränder (*Festuca*- bzw. *Hieracium*-Flächen). *Stenobothrus lineatus* (Ellipsen) und *Omocestus viridulus* (Dreiecke) kamen auf Flächen mit dichter Vegetation vor (*Agrostis*-Flächen). Die besiedelten Areale dieser beiden Arten lagen trotz der sehr homogen strukturierten *Agrostis*-Flächen deutlich getrennt voneinander.

Die Populationsgrößen dieser deutlich verschieden eingemischten Arten änderten sich im Verlauf der Untersuchung. Von der Art *Omocestus viridulus* wurden 1982 insgesamt 595 adulte Individuen markiert. Bei einem Erfassungsgrad von 86% (KRIEGBAUM 1988b) bestand die Population also aus ca. 700 Individuen. Im nächsten Jahr konnte nur noch ein Drittel der Zahl des vorausgegangenen Jahres gefunden werden. Dieser negative Trend setzte sich auch in den folgenden Jahren fort, bis im Jahr 1987 überhaupt keine adulten Tiere mehr vorgefunden werden konnten. Die relativ kleinen Populationen der anderen drei Arten - die Zahl der Individuen lag meist unter 100, selten knapp darüber - unterlagen ebenfalls deutlichen Schwankungen. So konnten für *Stenobothrus lineatus* und *Myrmeleotettix maculatus* ebenfalls negative Trends bei der Zahl der Individuen festgestellt werden; bei *Chorthippus brunneus* war der Trend dagegen positiv.

### Beeinflussung von Heuschreckenpopulationen durch Beweidung

Die unregelmäßig und mit unterschiedlicher Intensität erfolgte Beweidung im Untersuchungsgebiet II wirkte sich im Sommer 1984 insbesondere auf die Population von *Myrmeleotettix maculatus* (Kreuze in Abb. 3), nicht jedoch auf die Populationen der anderen drei Arten aus. Dies wird aus Abb. 4 deutlich. Hier ist die Populationsentwicklung von *M. maculatus* für zwei Jahre dargestellt. Aufgetragen sind "ergänzte Rückfänge", d.h. die Zahl der an einem Fangtag gefangenen markierten Individuen wurde ergänzt um die Zahl der an diesem Fangtag nicht, aber an einem der folgenden Fangtage gefangenen Tiere. Die in der Abbildung gezeigten Kurven kennzeichnen also den Verlauf der Mindestpopulationsgröße im jeweiligen Sommer.

Die Kurven verlaufen für die beiden verglichenen Jahre unterschiedlich. Während die Männchen- und die Weibchenkurve im Sommer 1984 plötzlich abbricht (die Beweidung erfolgte zwischen dem 33. und dem 36. Tag nach dem Schlupf der ersten adulten Tiere), klingen sie im darauffolgenden Jahr nach einem Anstieg innerhalb eines Zeitraumes von 12 bis 15 Tagen Dauer, langsam aus. In diesem Jahr unterblieb gegenüber dem Vorjahr eine ähnlich intensive Beweidung. Das vor dem eigentlichen Beweidungstermin des Jahres 1984 erfolgte Abknicken der Kurven in Abb. 4 ist ein Auswertungsartefakt. Die fehlende Möglichkeit zur Ergänzung der Werte durch das plötzliche Absterben der Population wirkt sich nämlich auf die y-Werte über dem 30. und 33. Tag der Messung aus.

### DISKUSSION

#### Ursachen natürlicher Abundanzänderungen

Die Bestimmung demographischer Parameter an Insektenpopulationen anstelle oder in Ergänzung zur Erfassung von Artenspektren könnte dazu beitragen, Effekte zu belegen, die durch eine anthropogene Beeinträchtigung der Umwelt entstehen. Voraussetzung dafür ist aber, daß natürliche Einflüsse auf die Populationsgrößen wie Witterung, Parasitierung, Freßfeinde und Habitatänderungen zumindest in ihrer Summe abschätzbar werden. In dieser Arbeit sind zwei Beispiele für natürliche Änderungen der Populationsgrößen dargestellt (Abb. 2 und 3), die im folgenden diskutiert werden sollen.

Der Grund für den starken Rückgang der Populationen auf den Dauerbeobachtungsflächen im Untersuchungsgebiet I ist aufgrund des ähnlichen Kurvenverlaufs aller fünf registrierten Arten zwischen 1986 und 1987 (vgl. Abb. 2) sehr wahrscheinlich auf dichteunabhängige Umwelteinflüsse zurückzuführen. Die kühle und nasse Witterung des Sommers 1987 ist der wahrscheinlichste Grund für diesen Rückgang. Die kühlen Temperaturen und die hohen Niederschläge hatten eine Verzögerung der Larvalentwicklung zur Folge. Aufgrund der relativ hohen Larvensterblichkeit von 5-8% (KRIEGBAUM unveröff.) gelangten weniger Tiere zur Adulthäutung. Eine Verzögerung der Larvalentwicklung wurde im Sommer 1987 auch auf anderen Flächen z.B. in Unterfranken beobachtet.

Der unterschiedliche Verlauf der Populationsentwicklung von vier unterschiedlich eingemischten Arten auf Fläche II (vgl. Abb. 3) könnte mit einer Änderung der Biotopeigenschaften dieser 15-20-jährigen, langsam trockener werdenden Sukzessionsfläche in Verbindung gebracht werden. Während noch 1982 die Flächen mit dem mittelhochwachsenden Gras *Agrostis tenuis* überwogen und damit gute Lebensbedingungen z.B. für die mesophile Art *Omocestus viridulus* boten, nahmen die trockeneren Flächen mit niedriger wachsenden Grasarten (z.B. *Festuca ovina*) im Lauf der Jahre zu. Auch die stark hochwachsenden Jungkiefern, die zunehmend mehr an Fläche beschatteten, verschlechterten offenbar die Bedingungen. Daß auch hier eine zeitliche Änderung dichte-unabhängiger Faktoren wie z.B. die Änderung bestimmter Biotopeigenschaften im Verlauf der Jahre als Ursache für die Änderung der Populationsgrößen in Frage kommt, machen zwei Überlegungen plausibel: (1) Dichte-abhängige Faktoren wie z.B. monophage Heuschreckenräuber oder artspezifische Parasiten sollten zu oszillierenden Populationschwankungen führen (z.B. ZWÖLFER 1987; STEARNS 1976). (2) Die Überlebenswahrscheinlichkeiten von vier unterschiedlich eingemischten Arten waren zwar signifikant verschieden, aber innerhalb eines Geschlechts und einer Art auch in verschiedenen Jahren konstant (KRIEGBAUM 1988b). Dies weist darauf hin, daß sich im Verlauf der Untersuchung - zumindest was das Erwachsenenstadium betrifft - keine neuen Parasiten- oder Räuberqualitäten einstellen. Eine zweite Ursache für das Aussterben von *Omocestus viridulus* bzw. für den Rückgang von *Stenobothrus lineatus* in Gebiet II könnte eine Serie von für die Arten ungünstigen Sommern gewesen sein. REMMERT (1978) beschreibt z.B. für *Gryllus campestris*, daß sich diese Art nur in extrem warmen Sommern - wie z.B. im "Jahrhundert"-Sommer 1976 - stark vermehrt, um dann in den darauffolgenden ungünstigeren Jahren in ihrem Bestand kontinuierlich abzunehmen. Es wäre denkbar, daß auch andere Orthopteren-Arten wie z.B. *Omocestus viridulus* und *Stenobothrus lineatus* zur "Auffrischung" der Bestände von solchen relativ seltenen Witterungsbedingungen abhängig sind.

#### Eignung von Populationen als Indikatoren

Wie bereits oben erwähnt wurde, sollten Standard-Meßgrößen, die Änderungen oder Störungen von Ökosystemen anzeigen, drei Forderungen gerecht werden: (1) Sie sollten rasch auf eine Änderung der Umwelt als Folge eines Eingriffs ansprechen, (2) ihre natürliche Variabilität sollte kontrollierbar und (3) ihre Erfassung sollte innerhalb eines akzeptablen zeitlichen und finanziellen Rahmens durchführbar sein. Wie die obigen Beispiele zeigen, erfüllen Heuschreckenpopulationen diese Forderungen sehr gut. Z.B. zeigt Abb. 4 die Reaktion einer kleinen Population von *Myrmecotettix maculatus* auf die Anwendung einer bestimmten Nutzungsform im Habitat der Art. Der Individuenbestand wurde hier innerhalb kurzer Zeit durch Beweidung stark reduziert. Die Beobachtung dieses Effekts war jedoch nur über die relativ zeitaufwendige Wiederfangmethode und nur durch laufende Kontrollen aller vorhandenen Individuen möglich. Die Forderung nach einer ökonomischen Bearbeitung von Populationen ist damit also nicht gewährleistet. Der Einsatz der Wiederfangmethode in größerem Stil wäre unter optimierten Bedingungen jedoch gut möglich. Dazu müßte der zeitliche Aufwand z.B. durch eine Verlängerung der Intervalle zwischen den Fangtagen und - bei sehr großen Populationen - durch die Entnahme von lediglich kleineren Stichproben aus der Population minimiert werden.

Sehr einfach lassen sich Populationsgrößen auf Dauerbeobachtungsflächen ermitteln (vgl. Abb. 2). Auf solchen Flächen könnten Änderungen der Populationsgrößen z.B. in der näheren Umgebung von neugebauten Verkehrswegen, Industriestandorten oder bei Flächennutzungsänderungen in der Landwirtschaft über eine längere Zeit verfolgt werden. Ein Einfluß derartiger anthropogener Eingriffe auf Insektenpopulationen könnte aber nur dann nachgewiesen werden, wenn auf anderen unbeeinflussten Flächen Bestandsabschätzungen natürlicher Abundanzänderungen zum Vergleich zur Verfügung stehen. Es wäre also in Hinblick auf einen Einsatz der hier vorgeschlagenen Methoden zur Bestandserfassung bereits jetzt notwendig, ein Netz von Dauerbeobachtungsflächen auf natürlichen Standorten einzurichten.

#### Verfasser:

Dr. Helmut Kriegbaum  
Zoologisches Institut II  
Staudtstraße 5  
D-8520 Erlangen

#### LITERATUR

BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (1983): Rote Liste bedrohter Tiere in Bayern.

BLAB, J., NOWAK, E., TRAUTMANN, W., SUKOPP, H. (1984): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. Naturschutz Aktuell 1. Greven.

BROCKSIEPER, R. (1976): Die Springschrecken (Saltatoria) des Naturparks Siebengebirge und des Naturschutzgebietes Rodderberg bei Bonn. Decheniana 129, 85-91.

CLARK, E.J. (1948): Studies on the ecology of British grasshoppers. Trans. of the Royal Ent. Soc. of London 99, 173-222.

HEUSINGER, G. (1980): Zur Entwicklung des Heuschreckenbestandes im Raum Erlangen und um das Walberla. Ein Vergleich der Jahre 1946/47 mit 1975-1978. Schriftenreihe Naturschutz und Landschaftspflege 12, 53-62.

- (1988): Heuschreckenschutz im Rahmen des Bayerischen Arten- und Biotopschutzprogrammes - Erläuterungen am Beispiel des Landkreises Weißenburg-Gunzenhausen. Schriftenreihe Bayerisches Landesamt Umweltschutz 83, 7-31.

INGRISCH, S. (1979a): Über die Kartierung der Geradflügler von Hessen. Entom. Zeitschrift 86, 1-15.

- (1979b): Experimentell-ökologische Freilanduntersuchungen zur Monotopbindung der Laubheuschrecken im Vogelsberg. Beiträge zur Naturkunde in Osthessen 15, 33-95.

KALTENBACH, A. (1963): Milieufeuchtigkeit, Standortsbeziehungen und ökologische Valenz bei Orthopteren im pannonischen Raum Österreichs. Sitzungsber. der Österr. Akad. der Wiss., math.-naturw. Klasse 172, 97-119.

- KÖHLER, G. (1987): Die quantitative Erfassung von Feldheuschrecken (Saltatoria: Acrididae) in zentraleuropäischen Halbtrockenrasen - Ein Methodenvergleich. *Wiss. Zeitschrift* 36, 375-390.
- KRIEGBAUM, H. (1988): Untersuchungen zur Entwicklung der Insektenfauna auf Wiesenrandstreifen am Beispiel der Heuschrecken. (nicht veröff. Bericht)
- (1988): Untersuchungen zur "Lebensgeschichte" von Feldheuschrecken (Acrididae: Gomphocerinae): Fortpflanzungsstrategie und akustisches Verhalten im natürlichen Habitat. Doktorarbeit. Univ. Erlangen-Nürnberg.
- (1989): Beiträge zur Stadtbiotopkartierung Erlangen: Erfassung der Heuschreckenfauna auf ausgewählten Flächen. Beiträge zu Naturschutz und Landschaftspflege (Erlangen) 6, 1-38.
- MARTENS, J.M., GILLANDT, L. (1985): Schutzprogramm für Heuschrecken in Hamburg. *Naturschutz und Landschaftspflege in Hamburg* 10, 1-56.
- MERKEL, E. (1980): Sandtrockenstandorte und ihre Bedeutung für zwei "Ödland"-Schrecken der Roten Liste. *Schriftenreihe Naturschutz und Landschaftspflege* 12, 63-69.
- MONK, K.A. (1985): Effects of habitat on the life history strategies of some British grasshoppers. *J. Anim. Ecol.* 54, 163-177.
- MÜLLER, J. (1984): Die Bedeutung der Fallenfangmethode für die Lösung ökologischer Fragestellungen. *Zool. Jb. Syst.* 111, 281-305.
- OSCHMANN, M. (1969): Faunistisch-ökologische Untersuchungen an Orthopteren im Raum Gotha. *Hercynia* 6, 115-168.
- (1973): Untersuchungen zur Biotopbindung der Orthopteren. *Faun. Abh., Staatl. Museum f. Tierkunde (Dresden)* 4, 177-206.
- REMMERT, H. (1978): Untersuchungen in einem fränkischen Mesobrometum. *Ber. ANL*, 2, 4-16.
- RÜHMER, H., MÜHLENBERG, M. (1988): Kritische Überprüfung von "Minimalprogrammen" zur zoologischen Bestandserfassung. *Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz* 83, 151-157.
- SÄNGER, K. (1977): Über die Beziehungen zwischen Heuschrecken und der Raumstruktur ihrer Habitate. *Zool. Jb. Syst.* 104, 433-488.
- SCHLUMPRECHT, H. (1988): Heuschrecken in städtischen Lebensräumen - Ergebnisse einer kursorischen Bestandserhebung in Bayreuth. *Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz* 83, 33-35.
- STEARNS, S.C. (1976): Life-history tactics: a review of ideas. *Quart. Rev. Biol.* 51, 3-47.
- VOITH, J. (1988): Kursorische Bestandserhebung von Heuschrecken im Landkreis Erding. *Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz* 83, 37-41.
- ZWÖLFER, H. (1987): Formen des Populationswachstums. *Acta humaniora*, 45-54.

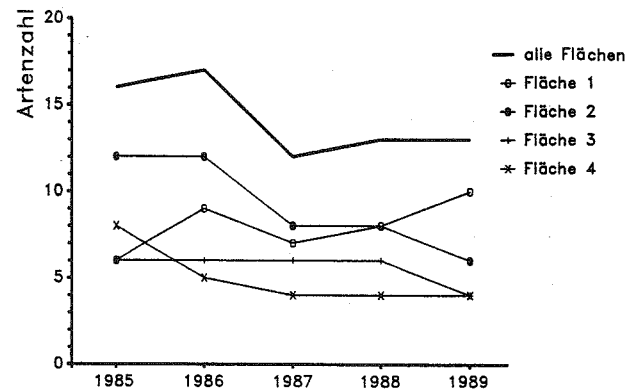
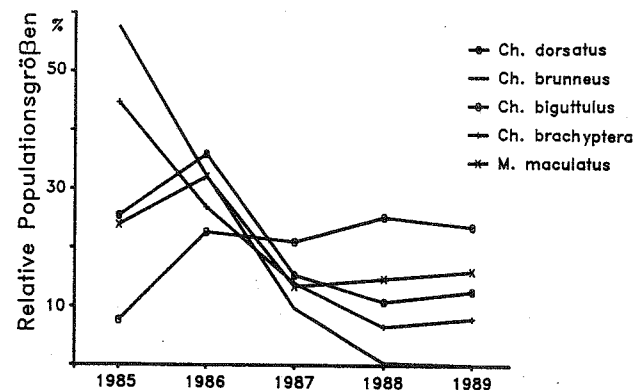


Abb. 1

Änderung der Artenzahl auf vier Dauerbeobachtungsflächen (Gebiet I) zwischen 1985 und 1989. Die dicke Linie gibt die Gesamtartenzahl über dem jeweiligen Jahr an.

Abb. 2:

Änderung der Fangzahlen (Summen aus neun Fängen pro Jahr) als Maß für die Populationsgrößen. Aufgetragen sind jeweils relative Fangzahlen. Die Einzelwerte aus den verschiedenen Jahren ergänzen sich zu 100%. Insgesamt wurden von der Art *Chorthippus dorsatus* in den fünf Untersuchungs Jahren 287 adulte Individuen gefangen, von *Chorthippus brunneus* 217, von *Chorthippus biguttulus* 472, von *Chrysocraon brachyptera* 517 und von *Myrmeleotettix maculatus* 883.



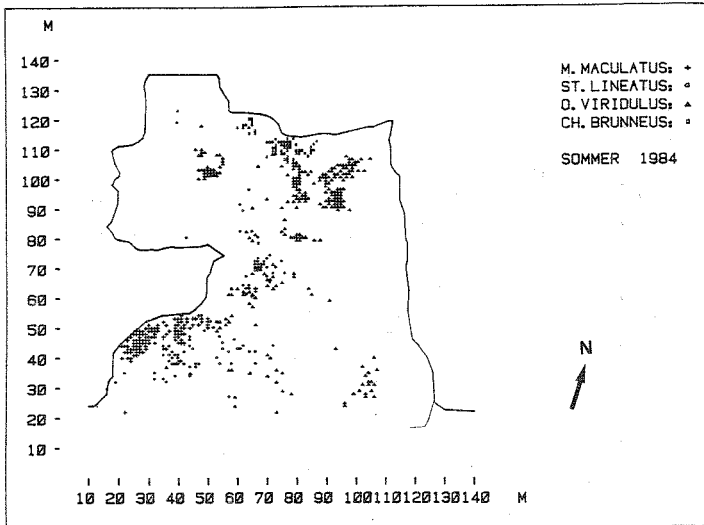


Abb. 3:

Verteilung von vier Arten im Untersuchungsgebiet II. Die Verbreitung der Arten *Myrmeleotettix maculatus* und *Chorthippus brunneus* kennzeichnen die trockensten, vegetationsarmen Bereiche. Die anderen beiden Arten *Stenobothrus lineatus* und *Omocestus viridulus* besiedeln relativ homogenes, vegetationsreiches Grasland mit überwiegend *Agrostis tenuis*. Die jeweils für eine Art verwendeten Symbole kennzeichnen das maximal besiedelte Areal einer Art. Die Fundkoordinaten eines Sommers sind übereinander gelegt.

Abb. 4:

Abundanzdynamik einer kleinen Population von *Myrmeleotettix maculatus* in zwei aufeinanderfolgenden Jahren. Aufgetragen sind "ergänzte Rückfänge" (siehe Text). Im Jahr 1984 wurde die Population durch einmalige Beweidung stark beeinträchtigt, was im Kurvenverlauf deutlich sichtbar wird.

