

Das Nahrungsangebot für Insektenfresser auf Grünlandflächen

Abundanz und Artenreichtum von Arthropoden auf Wiesen, Weiden und Brachen

Food availability for insectivores in grassland of different use intensity
Arthropod abundance and species richness in pastures, meadows and fallow land.

Zusammenfassung

Die Arthropodenfauna auf Brachen, Extensivweiden, Extensiv- und Intensivwiesen wird durch den Nutzungstyp beeinflusst. Die Artenvielfalt war auf Intensivwiesen am geringsten, während auf Weiden die höchsten Werte erreicht wurden. Die Individuendichten korrelierten positiv mit dem Blütenreichtum und der Vegetationshöhe. Große Individuen (<15 mm) unter den Arthropoden waren auf Weiden am häufigsten, dagegen kamen sie auf Intensivwiesen kaum vor. Im Herbst traten sie nur auf Weiden und Brachen regelmäßig auf. Mittelgroße Arthropoden (5-15 mm) konnten auf Weiden und Extensivwiesen deutlich zahlreicher nachgewiesen werden als auf Intensivwiesen und Brachen. Hinsichtlich des Nahrungsangebots für Arthropoden fressende Tiergruppen wie z.B. Amphibien, Vögel oder Fledermäuse schneiden Extensivwiesen und besonders Extensivweiden insgesamt am günstigsten ab.

1 Einleitung

Intensivgrünland weist meist eine artenarme Arthropodenfauna auf (Kruess u. Tschardtke 2002, Manhart et al. 2004). Es wird vermutet, dass dies auch eine Verschmälerung der Nahrungsbasis für Arthropoden fressende Tiergruppen (z. B. Vögel, Fledermäuse, Amphibien) bedingt (Rudolph 2004). Aufgrund des Nährstoffreichtums sind zwar hohe Abundanzen phytophager Arten zu erwarten, denn ein massenhaftes Auftreten bestimmter Insekten auf intensiv genutzten Wiesen ist allgemein bekannt (Lauenstein 1986). Doch wirken sich häufige Mahd und Düngung negativ auf viele Arthropoden aus (von Nordheim 1992, von Wingerden et al. 1992). Brachen wiederum weisen hohe Dichten bestimmter Tiergruppen auf, schneiden jedoch hinsichtlich der Artenvielfalt schlechter ab als Extensivweiden (Zahn et al. 2007).

Die Frage, wie sich die Bewirtschaftung auf die Arthropodenfauna auswirkt, ist sowohl in Hinblick auf die Analyse von Rückgangsursachen bei „Insektenfressern“ als auch bei der Erstellung

von Managementvorschlägen für Grünland von grundlegender Bedeutung. In der hier vorgelegten Studie wurden Abundanz und Körpergröße von Arthropoden auf unterschiedlich genutzten Grünlandflächen untersucht. Geklärt werden sollte, welche Rolle einschürige Mähwiesen und Brachen im Vergleich zu beweideten Flächen und intensiv genutztem Grünland unter dem Aspekt der Arthropodenfauna spielen.

2 Untersuchungsgebiete

Die Probeflächen (Tab. 1) lagen in verschiedenen Naturräumen: Im Isen-Sempt-Hügelland (fünf Flächen an Hängen bei Stampfl, Landkreis Mühldorf a. Inn), an der Grenze zwischen Isen-Sempt- und Isar-Inn-Hügelland (vier Niedermoorflächen im Isental bei Walkersaich, Landkreis Mühldorf a. Inn), im Unteren Inntal (zwei Flächen bei Heldenstein, vier Niedermoorflächen bei Jettenbach, je Landkreis Mühldorf a. Inn) und in der Münchner Schotterebene (vier Niedermoorflächen im Freisinger Moos; Landkreis Freising). Verglichen wurden jeweils Brachen, Extensivweiden sowie vergleichsweise extensiv (2 – 3 Schnitte) und intensiv (> 3 Schnitte) bewirtschaftete Wiesen, deren Nutzung im Rahmen der üblichen Grünlandbewirtschaftung lag. Botanisch hochwertige, magere Flächen (Trockenrasen, Streuwiesen) oder extrem intensiv genutzte Wiesen (> 5 Schnitte) wurden nicht erfasst. Bei den Weiden handelte es sich um extensive Formen, also um Rinderstand- bzw. Umtriebsweiden mit geringer oder mittlerer Besetzstärke (< 2 GV/ha) oder um ein bis drei Mal jährlich mit Schafen beweidete Flächen (z. T. mit Nachmahd).

3 Methoden

Die Erfassung erfolgte von Mai bis Oktober 2005 mittels Streifnetz (Durchmesser 40 cm, Maschenweite 1 mm) von 14 -17 Uhr bei trockener, warmer Witterung (>10°C). Bei jeder Probenahme erfolgten 100 standardisierte Kescherschläge abseits von Gehölzen und mindestens einen Meter weit vom Flächenrand entfernt. Die Arthropoden wurden in Beutel überführt und bis zur Auswertung eingefroren. Notiert wurde Tag, Zeit, Temperatur, Witterung, durchschnittliche und maximale Höhe der Vegetation (Schätzung) sowie blühende Pflanzen pro Quadratmeter (Einteilung in 0-5, 5-15, 15-30, >30 Blüten bzw. Blütenstände / m²). Im August wurden die dominanten Pflanzenarten auf den Flächen bestimmt und die Anzahl der Pflanzenarten pro m² geschätzt.

Die Arthropoden wurden folgenden Ordnungen bzw. Unterordnungen oder Familien zugeordnet: *Brachychera* (Fliegen), *Nematocera* (Mücken), *Heteroptera* (Wanzen), *Homoptera* (Zikaden), *Ensifera* (Langfühlerheuschrecken), *Caelifera* (Kurzfühlerheuschrecken), *Lepidoptera* (Schmetterlinge), *Coleoptera* (Käfer), *Mecoptera* (Schnabelhafte), *Blattodea* (Schaben), *Dermaptera* (Ohrwürmer), *Planipennia* (Netzflügler), *Symphyta* (Pflanzenwespen), *Ichneumonidae* (Schlupfwespen), *Formicidae* (Ameisen), *Vespoidea* (Wespen), *Apoidea* (Bienen). Neben Insek-

ten konnte auch die Gruppen *Araneae* (Webspinnen) und *Acarina* (Milben, Zecken) erfasst werden.

Als Größenindex diente die Kopf-Rumpf-Länge der Arthropoden. Dazu wurden sie auf Millimeterpapier sortiert und in Klassen unterteilt: < 5mm, 5-15mm, >15mm (Abb. 3). Zur groben Quantifizierung der Artenvielfalt wurde für jede Probe die Mindestartenzahl ermittelt. Diese entsprach der Anzahl der in Anlehnung an Bährmann u. Müller (1995) unterscheidbaren Arten jeder der genannten Gruppen. Als Signifikanztest diente der Mann-Whitney-U-Test. Beziehungen zwischen unabhängigen Variablen wurden mittels Spearmans-Rangkorrelationskoeffizient getestet..

4 Ergebnisse

4.1 Phänologie der Arthropoden

Wanzen (*Heteroptera*), Heuschrecken (*Ensifera*, *Caelifera*) und Käfer (*Coleoptera*) erreichten die höchsten Individuendichten von Juni bis August (Abb. 1a). Bei Spinnen (*Araneae*), Hautflüglern (*Hymenoptera* ohne Ameisen) und Zikaden (*Homoptera*) lag der Schwerpunkt des Auftretens im Spätsommer und Herbst. Dipteren, die bei weitem die höchsten Individuenzahlen erreichten (Abb. 1b), waren im Frühjahr am häufigsten, wobei es sich fast ausschließlich um sehr kleine Arten handelte. Vertreter anderer Gruppen waren nur sporadisch in den Proben vertreten. Dazu zählten Zecken (*Acarina*; fast nur im Frühjahr), Ameisen (*Formicidae*, verstärkt im Juni), Schmetterlinge (*Lepidoptera* gehäuft von Juni bis August), Schaben und Ohrwürmer (*Blattodea*, *Dermaptera*, vereinzelt von Juni bis September), Netzflügler sowie Schnabelhafte (*Planipennia*, *Mecoptera* von Juni bis August).

4.2 Auswirkungen der Nutzung

Wiesen, Weiden und Brachen unterschieden sich deutlich hinsichtlich ihrer Arthropodenfauna (Abb. 2). Auffällig ist die Dominanz der Fliegen (*Brachycera*) auf den Intensiv- und Extensivwiesen. Im Intensivgrünland bestanden die meisten Proben zu über 50% aus kleinen Fliegen (< 5 mm). Daneben waren nur Mücken (*Nematocera*), Wanzen, Zikaden und Käfer auf Intensivwiesen einigermaßen häufig. Hymenopteren (ohne Ameisen) und Wanzen traten besonders im Extensivgrünland auf. Auf Weiden wurden bei Feldheuschrecken, Käfern und Zikaden die höchsten Werte gefunden. Spinnen, Ameisen und Laubheuschrecken waren am häufigsten auf Brachen zu finden. Schnabelhafte kamen nur auf Weiden und Extensivwiesen vor, Schaben nur auf Weiden und Brachen. Auf Intensivwiesen ließen sie ebenso wenig nachweisen wie Ohrwürmer und Netzflügler.

Großarthropoden (> 15 mm) waren auf Weiden am häufigsten und kamen im Intensivgrünland nur selten vor (Abb. 3). Dort wurden große Individuen selbst im Sommer (Juni - August) nur auf

30% der Flächen angetroffen. Auf den anderen Grünlandtypen waren sie hingegen zu dieser Jahreszeit auf über 80% der Flächen zu finden. Im Herbst traten große Arthropoden nur auf Weiden und Brachen noch regelmäßig auf: Nachweise im September/Oktober gelangen auf 75% der beprobten Weiden, 62% der Brachen, 50% der Extensivwiesen und 30% der Intensivwiesen. Während auf Intensivwiesen die Gruppe großer Arthropoden nur aus Feldheuschrecken (*Caelifera*) und Schnaken (*Nematocera*) bestand, wurden auf Brachen fünf, auf Extensivwiesen sechs und auf Weiden neun verschiedene Gruppen gefunden (Abb. 4). Hinsichtlich des Auftretens **mittelgroßer Arthropoden** schnitten Brachen und Intensivwiesen am schlechtesten ab. Die höchsten Werte wurden auf Extensivwiesen im Mai und Juni erreicht (Abb. 3). **Kleine Arthropoden** (< 5 mm) traten im zeitigen Frühjahr und im Spätsommer verstärkt auf. Bei dieser überwiegend aus Dipteren bestehenden Gruppe traten nur geringe Häufigkeitsunterschiede auf, wobei die Zahlen auf Brachen am niedrigsten waren (Abb. 3).

4.3 Vegetationshöhe, Pflanzenarten und Blütenreichtum

Während Intensivwiesen sehr arm an Pflanzenarten waren (Tab. 1), zählten Weiden zu den artenreichsten Flächen. Die Artenzahl der Extensivwiesen war sehr heterogen, Brachen waren eher artenarm. Die höchsten Blütendichten im Jahresdurchschnitt wurden auf Extensivwiesen und Weiden erreicht. Intensivwiesen waren am blütenärmsten. Sie wiesen allenfalls kurzzeitig, während der Blütezeit dominanter Kräuter, höhere Blütendichten auf. Die Brachen unterschieden sich hinsichtlich des Blütenangebots deutlich; manche waren durchgehend blütenarm. Bei den Weiden fiel auf, dass hier im Herbst (September/Oktober) - im Gegensatz zu den meisten anderen Flächen - noch ein gewisses Blütenangebot bestand. Die höchste Blütendichte im Herbst wurde jedoch auf zwei Extensivwiesen mit spätem Schnitt erreicht.

Blütenreichtum und Vegetationshöhe beeinflussten die Individuendichte vieler Tiergruppen. Betrachtet man alle Einzelproben, so war die Vegetationshöhe mit der Individuenzahl bei allen Insektengruppen mit Ausnahme der Hymenopteren, Zikaden und Dipteren positiv korreliert. Bei Wanzen ($r=0,39$), Laubheuschrecken ($r=0,40$), Käfern ($r=0,28$), Netzflüglern ($r=0,29$) und Spinnen ($r=0,37$) war die Beziehung signifikant ($p < 0,05$ nach Bonferoni-Korrektur).

Mit Ausnahme der Mücken war die Individuenanzahl in allen Tiergruppen auch positiv mit der Blütendichte korreliert. Signifikant war die Beziehung bei Wanzen ($r=0,31$), Feldheuschrecken ($r=0,35$), Laubheuschrecken ($r=0,39$), Schmetterlingen ($r=0,39$), Käfern ($r=0,38$) und Netzflüglern ($r=0,27$). Da viele der Arten Blüten nicht direkt nutzen, kann das Blütenangebot als Indikator für eine ungestörte Vegetationsentwicklung (nach jeder Mahd fehlen Blüten weitgehend) betrachtet werden.

Die mittlere Mindestartenzahl pro Probe war auf Intensivwiesen mit Abstand am geringsten ($13,6 \pm 2,3$). Deutlich höher war sie auf Brachen ($20,5 \pm 4,1$) und Extensivwiesen ($21,5 \pm 7,4$). Die meisten Arten wurden auf Weiden gezählt ($23,8 \pm 4,2$). Der Unterschied zwischen Intensivwiesen

und den Probeflächen auf den anderen Grünlandtypen war signifikant (Mann-Whitney-U-Test; $p=0,002$).

Diese Differenzen entsprachen auch den Unterschieden hinsichtlich der Pflanzenartenvielfalt: Mit zunehmender Anzahl der Pflanzenarten auf den Probeflächen nahm die Anzahl der Tierarten zu (Abb. 5).

5 Diskussion

5.1 Intensivwiesen

Intensivwiesen zeichneten sich durch Artenarmut aus - bei Großarthropoden auch durch Individuenarmut. Während das eingeschränkte Artenspektrum vor allem eine Folge der Strukturverarmung und der geringen Zahl an Pflanzenarten ist (Bornhold 1991, Fricke u. von Nordheim 1992) nimmt die Individuendichte vieler Tiergruppen nach jeder Mahd ab (Manhart et al. 2004). Die höchste ökologische Wertigkeit erreichten Intensivwiesen deshalb im Frühjahr vor dem ersten Schnitt, da das rasche Vegetationswachstum zunächst die Arthropodenfauna begünstigt. Neben der Mahd beeinträchtigt die Düngung auf Intensivwiesen Tiergruppen, wie z.B. Heuschrecken (von Wingerden et al. 1992). Auch Laufkäfer treten auf Intensivwiesen in verminderter Dichte auf (Tietze 1985, Blake et al. 1994). Auf Prädatoren wirkt sich neben der geringen Dichte ihrer Beutetiere die geringe Artenvielfalt negativ aus, da eine höhere Diversität zu einem räumlich und zeitlich gleichmäßiger verteilten Nahrungsangebot führt. Andererseits kommt es auf Intensivwiesen zeitweise zur Massenvermehrung bestimmter Arthropoden (vor allem Dipteren). Flexible Prädatoren nutzen solche sporadische Nahrungsquellen durchaus. So erbeuten Mausohren (*Myotis myotis*) auf gemähten Wiesen die im Hochsommer reichlich auftretenden Wiesenschnaken (*Tipula spec.*; Güttinger 1997). Andererseits können viele bodenlebende Wirbeltiere wie Amphibien, Reptilien oder Kleinsäuger Intensivwiesen aufgrund der Strukturarmut (Abb. 6) kaum als Nahrungshabitat nutzen (Blab 1984). Insgesamt erwiesen sich Intensivwiesen im Hinblick auf das Nahrungsangebot von Insektenfressern als die mit Abstand ungünstigste Nutzungsform.

5.2 Brachen

Brachen boten eine deutlich höhere Artenzahl als Intensivwiesen und ähnelten in dieser Hinsicht Extensivwiesen und Weiden. Hinsichtlich der Individuenzahlen mittelgroßer und großer Arthropoden schnitten sie jedoch deutlich schlechter ab als die beiden letztgenannten Nutzungsformen. Im Frühjahr waren sie diesbezüglich sogar den untersuchten Intensivwiesen unterlegen. In dieser Zeit bieten Brachen herbivoren Arthropoden wenig Nahrung, da die Streuschicht den Austrieb der Vegetation verzögert. Im Herbst bestand hingegen neben den Weiden auf Brachen das beste „Angebot“ an Großarthropoden. Die gute Deckung und der Strukturreichtum begünstigten Artengruppen wie Laubheuschrecken und besonders Spinnen, die häufiger

auf Brachen als auf Weiden und Wiesen gefunden werden (Gibson et al. 1992). Brachen können sogar eine höhere Diversität als Weiden aufweisen (Kruess u. Tschardtke 2002). Allerdings bestehen hier deutliche Unterschiede zwischen den Brachentypen: Ältere, an Pflanzenarten arme Brachen mit ausgeprägter Streuschicht weisen hinsichtlich vieler Tiergruppen lediglich ein schmales Artenspektrum auf, das sich aber durch extensive Nutzung, z.B. durch Beweidung, deutlich erweitern lässt (Zahn et al. 2007). Jüngere Brachen auf mageren Böden sind hingegen oft artenreich. Für Prädatoren ist das Nahrungsangebot auf Brachen mitunter schwer zugänglich, insbesondere für Arten, die durch dichte, hohe Vegetation an der Nahrungssuche gehindert werden wie z.B. manche Fledermäuse oder Vögel.

5.3 Extensivwiesen

Die hohe Diversität der Fauna von Extensivwiesen wurde mehrfach belegt (Ausden u. Treweek 1995, Bornhold 1991). Allerdings beziehen sich viele Studien auf sehr extensive, meist einmahdige Wiesen. Eine mehrschürige Mahd führt umgehend zu einer starken Abnahme der Artenzahl (von Nordheim 1992). Die hier untersuchten zwei- bis dreimahdigen Wiesen lagen hinsichtlich der Artenzahl zwischen Brachen und Weiden. Die Individuendichten waren vergleichsweise hoch, besonders bei mittelgroßen Arthropoden. Großinsekten wurden auf den mehrschürigen Extensivwiesen jedoch weniger gezählt als auf den Extensivweiden. Dies mag an der ersten Mahd liegen, die z.B. bei Heuschrecken zu einer Reduktion der Jugendstadien führt (Manhart et al 2004), so dass diese Arten überwiegend vor der Mahd als mittelgroße Individuen in Erscheinung treten. Auch Spinnen werden durch die Mahd auf Dauer reduziert.

5.4 Weiden

Intensivweiden gelten als artenarm und bei vielen Großarthropoden sind auch die Individuendichten sehr gering (von Nordheim 1992, Kruess u. Tschardtke, Radlmair u. Dolek 2002). Bei Portionsweiden sind die Auswirkungen der kurzzeitigen intensiven Beweidung denen der Mahd vergleichbar. Allerdings bilden auf Intensivweiden immerhin Dungkäfer ein zusätzliches Nahrungsangebot, das z. B. von Vögeln und Fledermäusen genutzt wird (Zahn u. Hirschberger 2001).

Die hier untersuchten, extensiveren Weiden beherbergten zusammen mit den Extensivwiesen die artenreichste und hinsichtlich großer Arten auch individuenreichste Arthropodenfauna. Im Frühsommer waren sie jedoch den Extensivwiesen unterlegen, vermutlich weil hier vor dem ersten Schnitt eine – im Vergleich zu Weiden – ungestörte Vegetationsentwicklung möglich war. Auch der Blütenhorizont war auf den Extensivwiesen deutlich ausgeprägter. Nach dem ersten Schnitt waren dagegen die Standweiden im Vorteil, da kein der Mahd vergleichbares „einschneidendes“ Ereignis stattgefunden hatte. Besonders im Herbst (Oktober) boten Weiden den Prädatoren großer Arthropoden das beste Nahrungsangebot.

Artenzahl und Diversität von Arthropoden werden von Beweidungsart (Standweide, Umtriebsweide), Viehdichte und Weidepflege stark beeinflusst. So kann sich selbst eine kurzzeitig hohe Beweidungsintensität negativ auswirken (Dennis et al. 1997, Gibson et al. 1992). Ein Habitatmosaik, wie es bei extensiven Standweiden oder bei Hütelhaltung oftmals entsteht, gilt als entscheidend für eine hohe Faunendiversität (Ausden u. Treweek 1995, Riecken et al. 1998). Im Gegensatz zu Wiesen bleibt die Vegetationsstruktur auf extensiven Standweiden auch langfristig konstant, das Angebot an kurzrasigen und höherwüchsigen Strukturen (und damit das Vorhandensein von Verstecken, Eiablage- und Überwinterungsplätzen, usw.) ändert sich über die Jahre hinweg kaum (Zahn et al. 2003), was Tierarten mit unterschiedlichsten Ansprüchen begünstigt (Nyffeler 1998).

Der Verzicht auf eine Nachmahd im Herbst ermöglicht auch das späte Auftreten von Großinsekten wie z.B. Heuschrecken (Hänsel u. Plachter 2004). Sie überleben dank dieses Deckungsangebots (Abb. 7) sogar die ersten Nachtfröste, denen sie auf gemähten Flächen zum Opfer fallen (Ingrisch u. Köhler 1998). Auch die Überwinterung von Arthropoden wird durch das Vorhandensein von Weideresten begünstigt (Zahn et al. 2007).

5.5 Empfehlungen für das Habitatmanagement

Keiner der vier Grünlandtypen bot ständig ein günstiges Nahrungsangebot für Prädatoren von Arthropoden. Doch waren die Abundanzen insbesondere der größeren Arten auf Weiden und Extensivwiesen durchschnittlich höher als auf Brachen und auf Intensivwiesen. Zwar beziehen sich die vorliegenden Daten nur auf einen Teil der Grünlandfauna (bodenlebende Arten und Imagines fliegender Gruppen wurden nur selten gefangen!), doch ist davon auszugehen, dass die Studie einige generelle Unterschiede zwischen den Nutzungsformen von Grünland auf Böden mit mittlerer oder guter Nährstoffversorgung aufzeigt. Für diese Habitate lässt sich folgern, dass bei einer Nutzung als Extensivwiese oder –weide im Jahresmittel das beste Nahrungsangebot für Prädatoren wie z.B. Vögel, Fledermäuse oder Amphibien besteht. Diese Grünlandtypen sind älteren Brachflächen (mit oder ohne Mulchschnitt) in dieser Hinsicht überlegen. Im Vergleich zu mehrschürigen Flächen bilden die Weidereste extensiver Standweiden zudem im Herbst wichtige Mikrohabitate für Arthropoden. Das Habitatmosaik solcher Flächen ermöglicht zugleich hohe Dichten von Tiergruppen wie Radnetzspinnen oder Laubheuschrecken, die bei 2-3-mahdigen Wiesen nur in geringer Zahl vorkommen. Gerade das von Landwirtschaftsexperten kritisierte Nebeneinander unter- und überbeweideter Flächen bei fehlender Weidepflege (Elsässer 2000) ist aus faunistischer Sicht erwünscht. Im Falle einer extensiven Nutzung als Wiese oder Weide ohne Weidereste (Umtriebs- bzw. Portionsweide) könnten Brachstreifen die Rolle der Weidereste „übernehmen“ und für eine Erhöhung der Artenvielfalt sorgen.

Auf Böden mit mittlerer bis guter Nährstoffversorgung lässt sich das Ziel einer möglichst arten- und individuenreichen Arthropodenfauna am einfachsten durch extensive Standweiden ohne

Weidepflege (Nachmahd) erreichen. Wird eine Weidepflege als notwendig erachtet, sollten in jedem Jahr nur Teilbereiche behandelt werden.

6 Danksagung

Die Untersuchung war Dank einer Förderung durch den Bayerischen Naturschutzfonds möglich. Judith Harrison übersetzte die Zusammenfassung.

Summary

We studied arthropods in fallow land, extensively used pastures, extensively used meadows (cut twice or three times a year) and intensively used meadows (cut more than three times a year) in Upper Bavaria. Medium-sized arthropods (5-15mm) were encountered much less frequently on intensively used and fallow land than on pastures and extensively used meadows. Large individuals (<15mm) were observed most frequently on pastures but were hardly on intensively used meadows, and in autumn almost exclusively on pastures and fallow land. Species diversity was highest on pastures and lowest on intensively used meadows. In most groups, the abundance of individuals was positively correlated to flower abundance and vegetation height. The study underscores the depletion of arthropod fauna and in particular the decline of large arthropods on intensively used meadows. It indicates that extensively used meadows and extensively used pastures in particular are the most favourable sources of nutrition for insectivores as amphibians, birds or bats.

7 Literatur

Ausden, M. u. Treweek, J. (1995): Graslands. In: Sutherland W. J. u. Hill, D. A. (Hrsg): Managing habitats for conservation. Cambridge University Press. Cambridge: 197-229.

Bährmann, R. u. Müller, H. J. (1995): Bestimmung wirbelloser Tiere. Spektrum Akademischer Verlag. 362 S.

Blab, J. (1986): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 24. Kilda Verlag. Greven. 257 S.

Blake, S., Foster, G. N., Eyre, M. D. u. Luff, L. (1994): Effects of habitat type and grassland management practices on the body size distribution of carabid beetles. *Pedobiologia* 38: 502-512.

Bornhold, G. (1991): Auswirkungen der Pflegemaßnahmen Mahd, Mulchen, Beweidung und Gehölzrückschnitt auf die Insektenordnungen *Orthoptera*, *Heteroptera*, *Auchenorrhyncha* und *Coleoptera* der Halbtrockenrasen im Raum Schlüchtern. *Marburger Entomologische Publikationen* 2: 1-330.

Dennis, P., Young, M. R., Howard, C. L. u. Gordon, I. J. (1997): The response of epigeal beetles (Col.: *Carabidae*, *Staphylinidae*) to varied grazing regimes on upland *Nardus stricta* grasslands. *Journal of Applied Ecology* 34: 433-443.

Elligsen, H., Beinlich, B. u. Plachter, H. (1997): Effects of large-scale cattle grazing on populations of *Coenonympha glycerion* and *Lasiommata megera* (*Lepidoptera: Satyridae*). *Journal of Insect Conservation* 1: 13-23.

Elsässer M. (2000): Wirkungen extensiver und intensiver Weidenutzungsformen auf die Entwicklung und Verwertbarkeit von Grünlandaufwüchsen. *Natur und Landschaft* 75: 357-363.

Fricke, M., Nordheim, H. von (1992): Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsweisen des Grünlandes auf Heuschrecken in der Oker-Aue (Niedersachsen). *Braunschweiger naturkd. Schriften* 4: 59-89.

Gibson, C. W. D., Hambler, C. u. Brown, V. K. (1992): Changes in spider (*Araneae*) assemblages in relation to succession and grazing management. *Journal of Applied Ecology* 29: 132-142.

Güttinger, R. (1997): Jagdhabitats des Großen Mausohrs (*Myotis myotis*) in der modernen Kulturlandschaft. *Buwal-Schriftenreihe Umwelt* 288. 104 S.

Hänsel N. u. Plachter, H. (2004): Auswirkung verschiedener Beweidungsformen auf die Raumstruktur ausgewählter Wirbelloser in einer Mittelgebirgslandschaft. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 78: 261-271.

Ingrisch, G. u. Köhler, G. (1998): Die Heuschrecken Mitteleuropas. *Westarp Wissenschaften Magdeburg*. 460 S.

Kruess, A. u. Tschardtke, T. (2002): Grazing Intensity and the diversity of Grasshoppers, Butterflies, Trap-Nesting Bees and Wasps. *Conservation Biology* 16: 1570-1580.

Lauenstein, G. (1986): Tipuliden als Grünlandschädlinge - Biologie und Bekämpfung. *Zeitschrift für angewandte Zoologie* 73: 385-431.

- Manhart, C., Marschalek, H. u. Karg, J. (2004): Renaturierung feucht-nassen Grünlands im Voralpenraum. Untersuchungen zur Vegetationsentwicklung sowie zur Biomasse und Diversität bei Insekten. *Natur und Landschaft* 79, Heft 6: S. 257 – 263.
- Nordheim, H. von (1992): Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsmethoden auf die Wirbellosenfauna des Dauergrünlandes. *NNA-Berichte* 4/92:13-26.
- Nyffeler, M. (1998): Stress im grünen Gras. Einfluss der Bewirtschaftung auf Wiesenspinnen. *Ornis* 5: 4-9.
- Radlmair, S. u. Dolek, M. (2002): Auswirkung der Beweidung auf die Insektenfauna von Feuchtgrünland unter besonderer Berücksichtigung von Tagfaltern und Heuschrecken. *Laufener Seminarbeiträge* 1/02: 23-34.
- Riecken, U., Finck, P., Klein, M. u. Schröder, E. (1998): Überlegungen zu alternativen Konzepten des Naturschutzes für den Erhalt und die Entwicklung von Offenlandbiotopen. *Natur und Landschaft* 73: 261-270.
- Rudolph, B. U. (2004): Gefährdung und Schutz. In: Meschede u. Rudolph (Bearb.): *Fledermäuse in Bayern*. Ulmer-Verlag. Stuttgart: 356 -383.
- Tietze, F. (1985): Veränderungen der Arten- und Dominanzstruktur in Laufkäfertaxozönosen (*Coleoptera – Carabidae*) bewirtschafteter Graslandökosysteme durch Intensivierungsfaktoren. *Zool. Jb. Syst.* 112: 367-382.
- Wingerden, W. von, Kreveld, A. von u. Bongers, W. (1992): Analyses of species composition and abundance of grasshoppers in natural and fertilized grasslands. *J. Appl. Ent.* 113 : 138-152.
- Zahn, A. u. Hirschberger, P. (2001): Die Dungkäferfauna von Rinder-Standweiden in Oberbayern. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 9: 219-224.
- Zahn, A., Meinel, M. u. Niedermeier, U. (2003): Auswirkungen extensiver Rinderbeweidung auf die Vegetation einer Feuchtbrache. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 35 (6): 171-178.
- Zahn, A., Juen, A., Traugott M. u. Lang, A.: (2007): Low density cattle grazing enhances arthropod diversity of abandoned wetland: *Applied Ecology and Environmental Research* 5: 73-86.

Anschrift der Verfasser:

Dipl.-Biol. Dr. Andreas Zahn, Bund Naturschutz, Kreisgruppe Mühldorf a. Inn, Pragerstraße 6, 84478 Waldkraiburg, Andreas.Zahn@iiv.de,

Dipl.-Biol. Ilse Englmaier, FAU/NA BÜRO, Murschall 5, 84529 Tittmoning, info@fau-na.de,

Dipl.-Biol. Manfred Drobny Bund Naturschutz, Kreisgruppe Freising, Mjor-Braun-Weg 12, 85354 Freising, drobny.elaphe@t-online.de

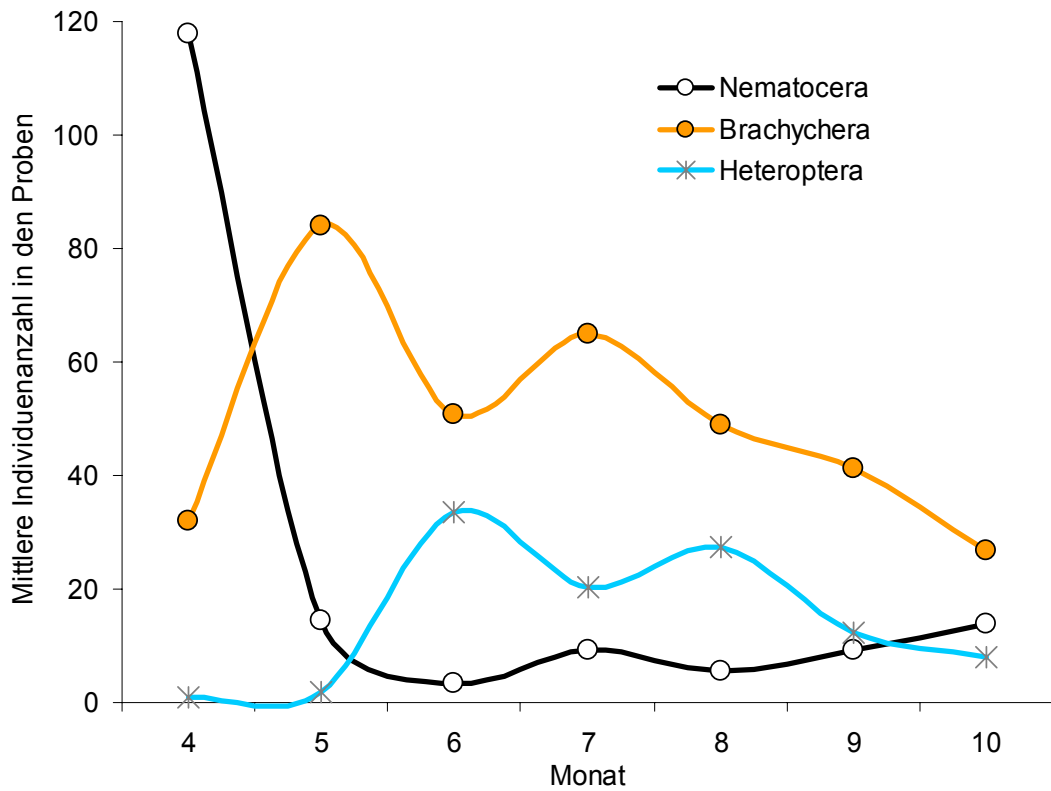
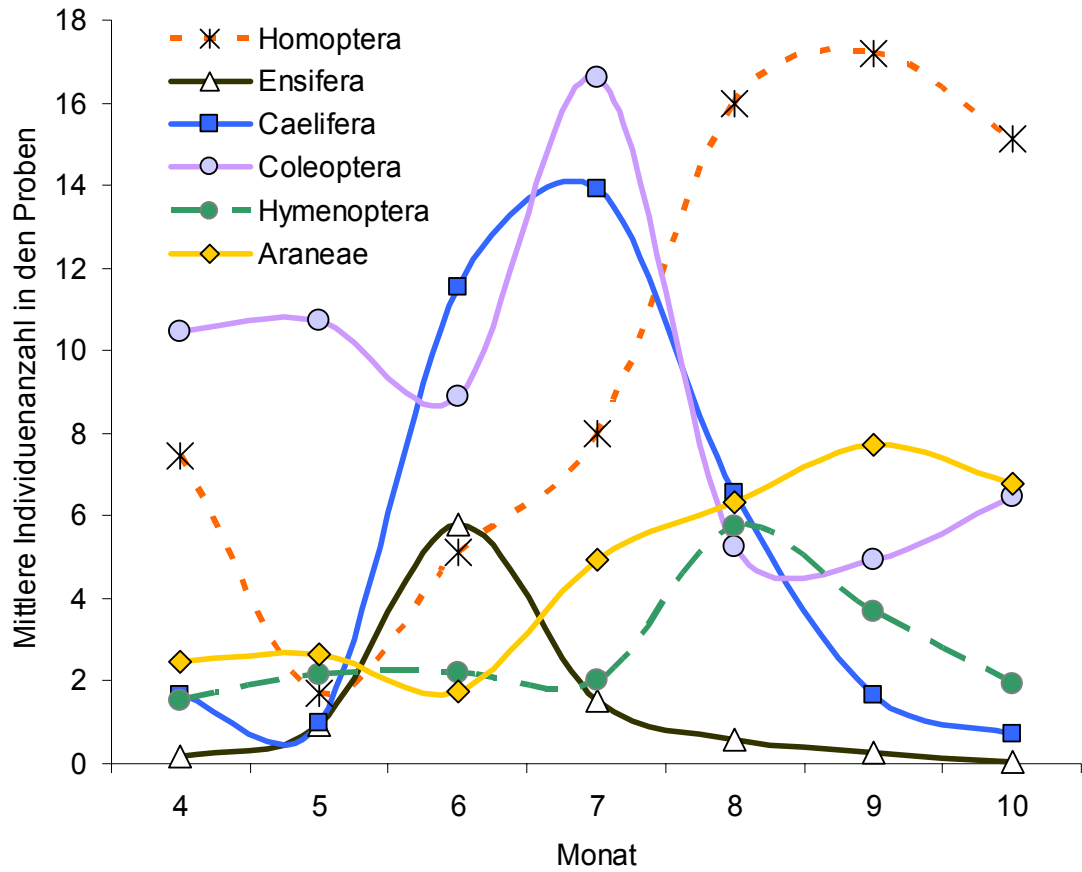


Abb. 1: Phänologie regelmäßig nachgewiesener Arthropodengruppen.

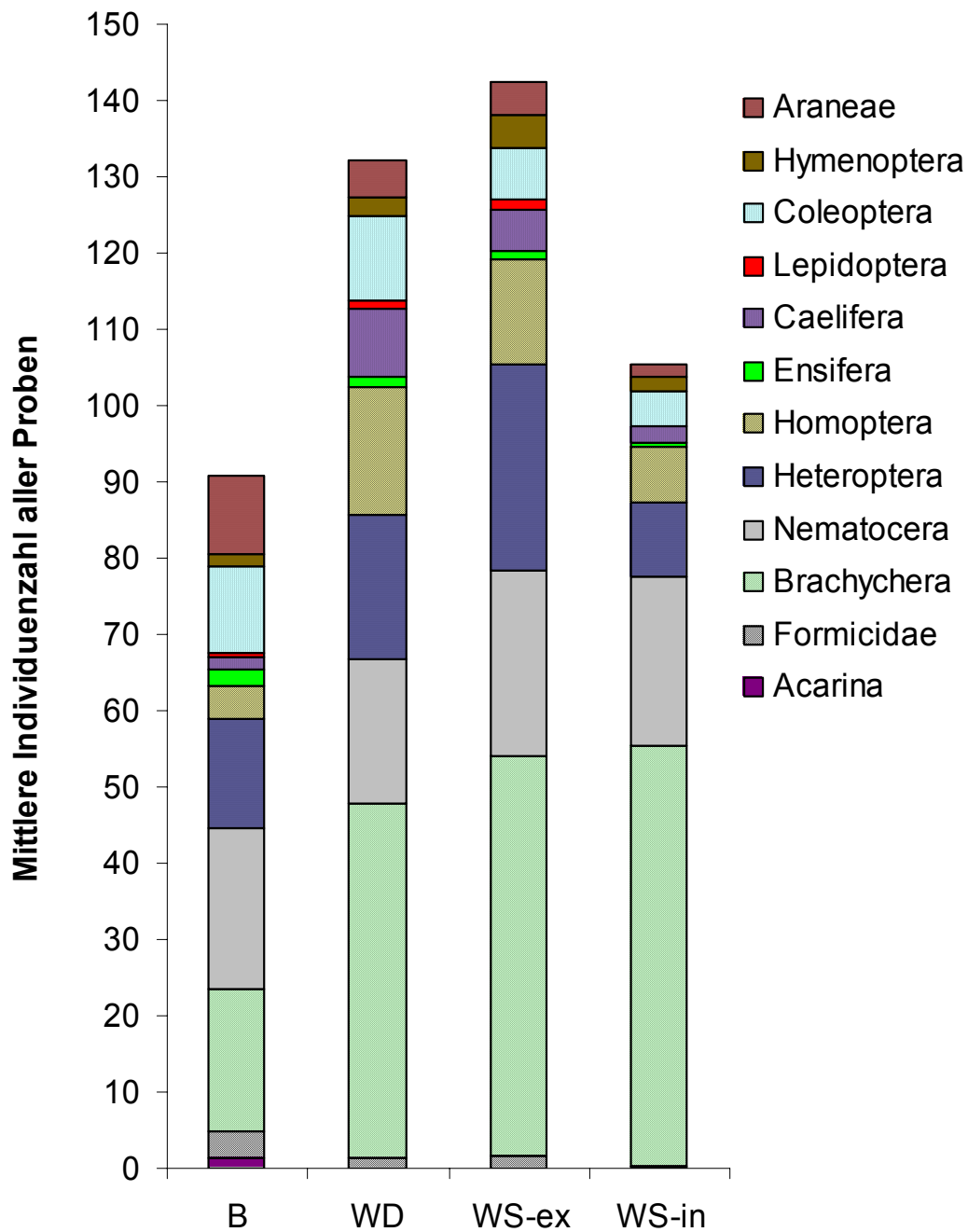
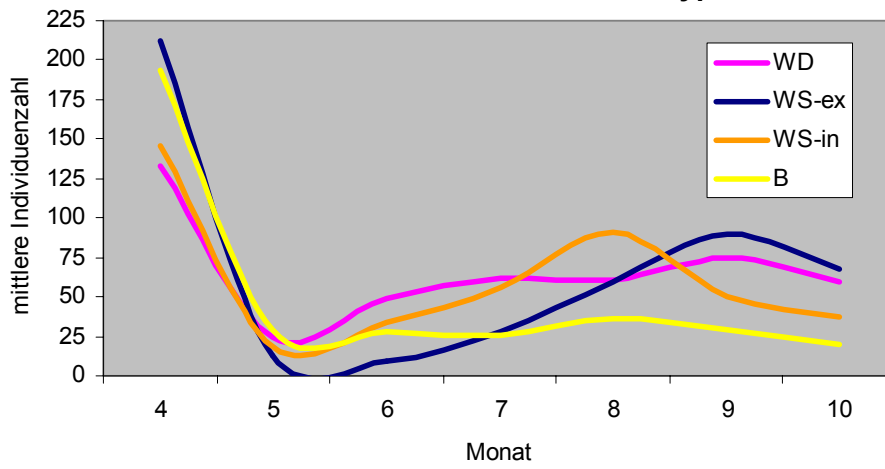
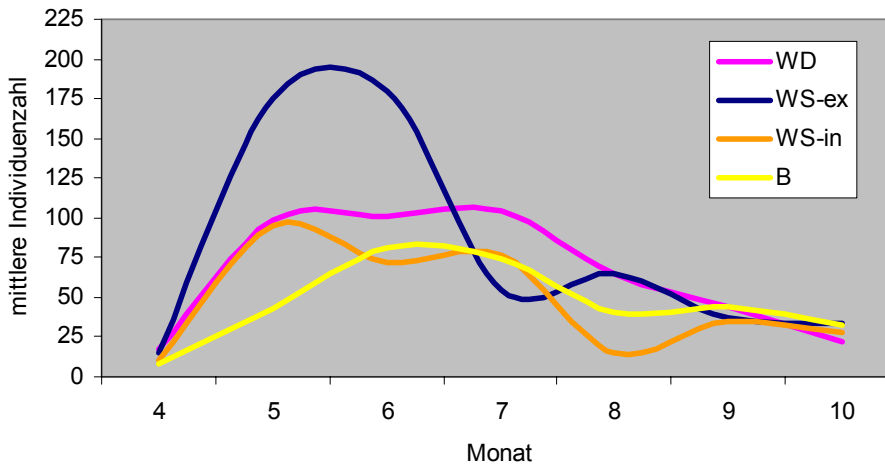


Abb. 2: Häufigkeit unterschiedlicher Arthropodengruppen in den Fängen

Häufigkeit kleiner Arthropoden (<5mm) auf unterschiedlichen Grünlandtypen



Häufigkeit mittelgroßer Arthropoden (5-15 mm) auf unterschiedlichen Grünlandtypen



Häufigkeit großer Arthropoden (>15 mm) auf unterschiedlichen Grünlandtypen

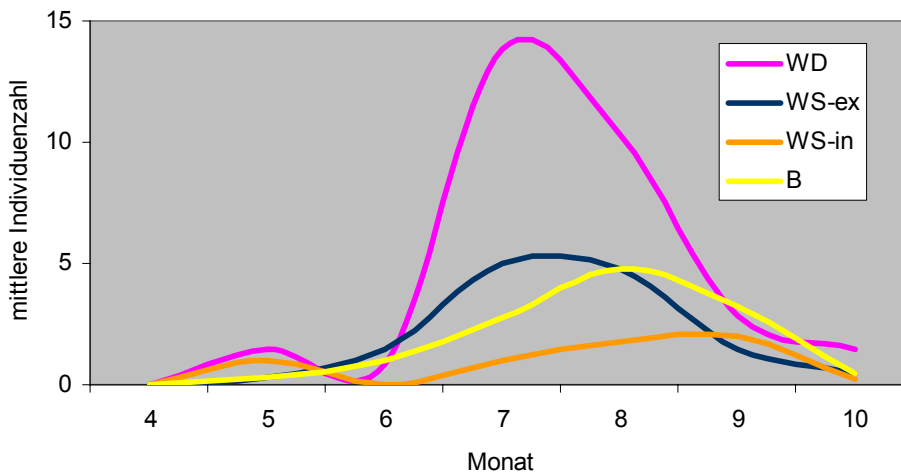


Abb. 3: Häufigkeit kleiner, mittlerer und großer Arthropoden

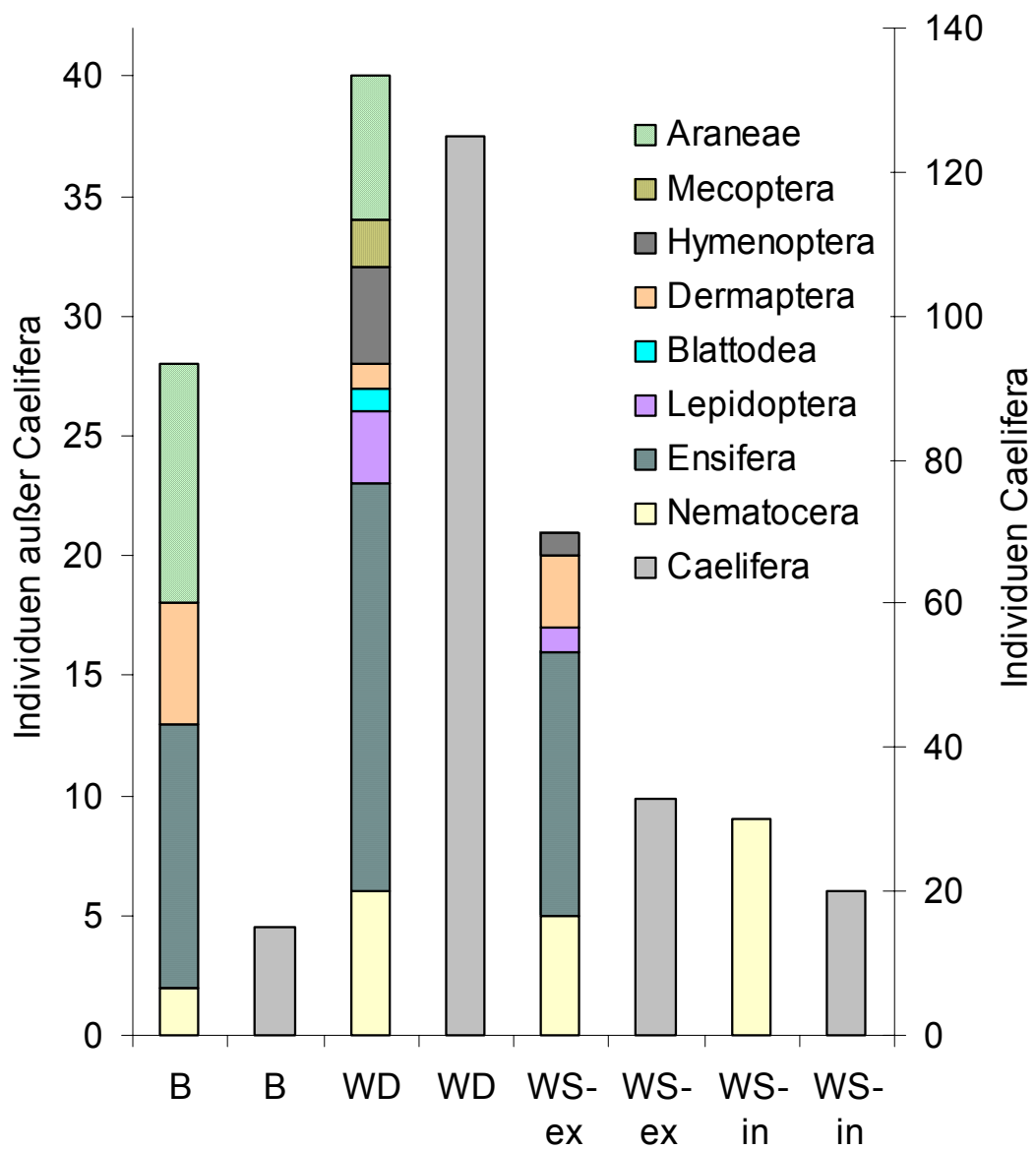


Abb. 4: Zusammensetzung der Fänge großer Arthropoden (> 15 mm).

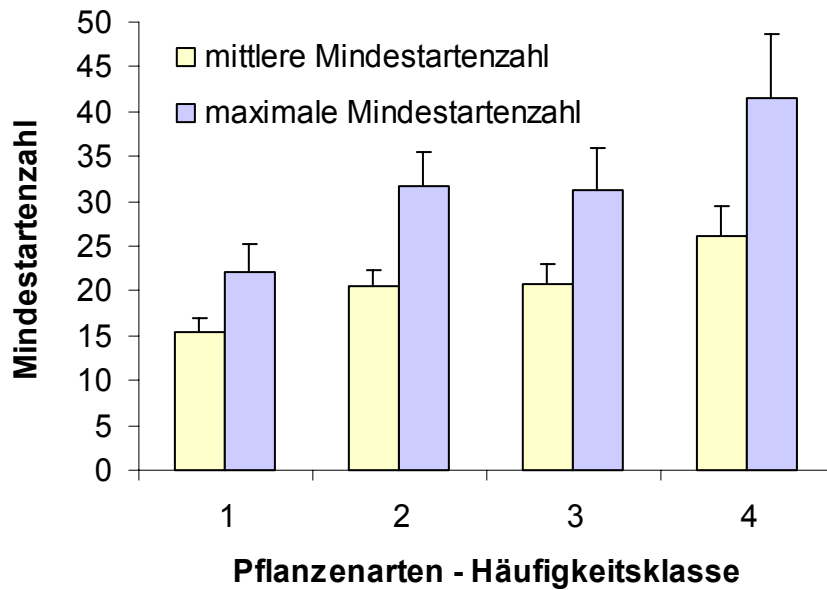


Abb. 5: Einfluss der Pflanzenartenzahl auf die Artenvielfalt der Tiergruppen (mittlere und maximale Mindestartenzahl der Probeflächen mit Standardfehler). Pflanzenartenreichtum der Flächen ausgedrückt in Häufigkeitsklassen (1: < 10, 2: 10-15, 3:16-20, 4:> 20 Arten/m²).



Abb. 6: Extrem struktur- und artenarme Intensivwiese.



Abb. 7: Rinderstandweide im Oktober