

# Untersuchungen zum Einfluss von Düngung und Nutzungsaufgabe auf die Zikadenfauna von Borstgrasrasen und Goldhaferwiesen

Günter Bornholdt<sup>3</sup>

**Abstract:** Subject of this paper is the influence of fertilization and fallowing on Auchenorrhyncha of mat-grass meadows and yellow oat-grass meadows. The data have been taken in two research contracts commissioned by the Federal Agency for Nature Conservation. The habitat properties are very well represented in Auchenorrhyncha belonging to different guilds, notably those characteristic for small-leaved grasses, tall grasses and nutrient-rich habitats. For the assessment of meadow habitats it is sufficient to sample on three dates in July and August with thirty sweep-net beats.

**Keywords:** Auchenorrhyncha, indication, mat-grass meadows, yellow oat meadows, cutting, mulching, fallowing, fertilization

## 1. Einleitung

Durch eine Vielzahl von Untersuchungen wurde mittlerweile belegt, dass Zikaden hervorragend zur Beurteilung von Grünlandstandorten geeignet sind (siehe z. B. Marchand 1953; Remane 1958; Emmrich 1966; Hildebrandt 1990; Achtziger 1991; Bornholdt & Remane 1993; Achtziger & Nickel 1997; Niedringhaus 1997; Walter 1998; Achtziger et al. 1999). Ihre Artenzusammensetzung wird von der Zusammensetzung der Nährpflanzen sowie von Feuchte, Temperatur, Nährstoffverhältnissen, Strukturen und Nutzungsformen geprägt. Zikaden treten im Grünland in der Regel in hohen Dichten auf und sind mittels Käscherfang leicht erfassbar, wodurch mit geringem Erhebungsaufwand aussagekräftige Ergebnisse erzielt werden können. Im Vergleich zu Pflanzen können sie als mobile, flugfähige Taxa neue Standorte schneller besiedeln bzw. ungünstigen Lebensbedingungen ausweichen, eine sehr kurzfristige Reaktion auf Standortveränderungen ist somit möglich.

Ergänzend zu bereits bestehenden Untersuchungen soll im Folgenden aufgezeigt werden, welche Möglichkeiten der Beurteilung mäßig trockener bis mäßig feuchter Grünlandstandorte bei unterschiedlicher Nutzung anhand der Verteilung der Zikaden bestehen. Diese Standorte scheinen zunächst eine sehr undifferenzierte Zikadenfauna aufzuweisen, da sie in der Regel intensiv genutzt werden und nur sehr anpassungsfähige Arten in ihnen auftreten. Im Vergleich dazu ist an sehr trockenen und feuchten Standorten eine Bewertung anhand der hier zu erwartenden bzw. vorhandenen Spezialisten sehr viel einfacher. Näher betrachtet werden sollen im Folgenden Borstgrasrasen und Goldhaferwiesen, zwei Biotoptypen, die in montanen Lagen in Abhängigkeit von Standort und Nutzung fließend ineinander übergehen. Bewertungsmöglichkeiten können somit gut aufgezeigt werden. Zudem ist mittlerweile bei beiden Biotoptypen eine hohe naturschutzfachliche Bedeutung gegeben. Auch Goldhaferwiesen sind neben Borstgrasrasen, die laut EU-Recht zu den

---

<sup>3</sup> Dr. Günter Bornholdt, Ziegenbergweg 1, D-36381 Schlüchtern, Junker-Bornholdt@t-online.de

prioritär zu schützenden Lebensräumen zählen, in ihrer typischen artenreichen Ausprägung erheblich zurückgegangen.

## 2. Material und Methoden

Die hier präsentierten Ergebnisse wurden im Rahmen von zwei Forschungs- und Entwicklungsvorhaben im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) in der Rhön erzielt, deren Gesamtergebnisse bereits umfassend von Bornholdt, Braun & Kress (2000) sowie Bornholdt et al. (2000) veröffentlicht wurden.

Die vorliegenden Ergebnisse wurden auf zwei Versuchsanlagen zur Untersuchung von Auswirkungen unterschiedlicher Nutzungsvarianten auf Borstgrasrasen und Goldhaferwiesen gewonnen. Diese Versuchsanlagen wurde 1981 von der Hessischen Landwirtschaftlichen Lehr- und Forschungsanstalt (Eichhof) bei Bad Hersfeld am Stirnberg in der Rhön mit jeweils acht Nutzungsvarianten eingerichtet (Arens & Neff 1997). In den Jahren 1992 bis 1994 wurden auf diesen Flächen ergänzend zu den vegetations- und bodenkundlichen Erhebungen umfangreiche faunistische Daten gesammelt. Dabei wurden auf einem artenreichen Borstgrasrasen und einer artenreichen Goldhaferwiese die Varianten einschürige Mahd im Juli ohne Düngung (traditionelle Grünlandnutzung in den Hochlagen der Rhön, Ausgangssituation bei Einrichtung der Anlagen im Jahr 1981), einschüriger Mulchschnitt im Juli ohne Düngung, Mulchschnitt im Juli ohne Düngung alle drei Jahr und Brache untersucht. Zum Fang der Zikaden wurde ein motorbetriebenes Sauggerät (D-Vac) in Kombination mit einem Isolierkäfig eingesetzt, womit quantitative Ergebnisse erzielt werden konnten. In allen drei Jahren wurden in der Zeit von April bis Oktober in Abständen von zwei Wochen jeweils drei Quadratmeter von jeder Nutzungsvariante besaugt. Da die einzelnen Versuchsflächen nur eine Größe von 8 x 12 m hatten und somit Randeffekte durch die angrenzenden Flächen zu erwarten waren, wurden zur Abschätzung dieses Einflusses zusätzlich entsprechende Proben auf je einem großflächigen artenarmen und artenreichen Borstgrasrasen in der Nähe genommen.

Die weiteren Daten, die für diesen Beitrag ausgewertet wurden, wurden bei der Erprobung der Eignung von Zikaden im Rahmen von Erfolgskontrollen gewonnen. Dabei wurde untersucht, wie sich die Zusammensetzung der Zikaden bei Wiederaufnahme der Nutzung durch einschürige Schlegel- und Kreiselmähermahd ohne Düngung im Juli auf einer Borstgrasrasendauerbrache ändert. Zudem wurden Proben auf einer intensiv genutzten Goldhaferwiese genommen, die einschürig Mitte Juni gemäht und mit Festmist gedüngt wurde. Die für diese Nutzungsvariante charakteristische Artenzusammensetzung wurde dargestellt. Die Erhebungen erfolgten mit einem Käscher mit einer quadratischen Öffnung von 40 cm Kantenlänge. In den Jahren 1996 und 1997 wurden zwischen Ende Mai und Anfang September an fünf Terminen pro Jahr Proben genommen. Dabei wurde in Schlagserien gekäschert, wobei eine Schlagserie aus drei nebeneinander platzierten Schlägen bestand. Ziel dieser Schlagtechnik war es, Tiere, die beim ersten Schlag nur aufgescheucht wurden, mit dem zweiten oder dritten zu fangen. Pro Untersuchungsansatz wurden an jedem Fangtag 30 Schlagserien durchgeführt. Da es Zikaden gibt, die vorrangig in tieferen Vegetationsschichten bzw. am Boden leben, wurde zur Vervollständigung des Artenspektrums ein Nachsuchen auf den zuvor bekäscherten Standorten vorgenommen. Hierbei wurden nur neu hinzukommende Arten notiert. Um eine Vergleichbarkeit der Nachsuche zu gewährleisten, wurde jeweils 10 Minuten Sammelzeit eingehalten.

### 3. Ergebnisse

Bei der Auswertung der Fangergebnisse der oben beschriebenen Untersuchungsansätze zeigte sich, dass mit Hilfe der drei ökologischen Gilden „Besiedler schmalblättriger Gräser“, „Besiedler hochwüchsiger Gräser“ und „Besiedler nährstoffreicher Standorte“ die Standorteigenschaften unterschiedlich genutzter Borstgrasrasen und Goldhaferwiesen sehr gut wiedergeben lassen. Auf den untersuchten Flächen konnten diesen Gilden folgende Arten zugeordnet werden:

<u>Besiedler schmalblättriger Gräser</u>	<u>Besiedler hochwüchsiger Gräser</u>	<u>Besiedler nährstoffreicher Standorte</u>
<i>Doratura stylata</i>	<i>Cercopis vulnerata</i>	<i>Javesella pellucida</i>
<i>Psammotettix spec.</i>	<i>Neophilaenus lineatus</i>	<i>Deltocephalus pulicaris</i>
<i>Arocephalus punctum</i>	<i>Philaenus spumarius</i>	<i>Errastunus ocellaris</i>
	<i>Elymana sulphurella</i>	

Um die Einsetzbarkeit dieser drei ökologischen Gilden zu demonstrieren, sind in Tabelle 1 die Fangergebnisse unterschiedlich genutzter Borstgrasrasen und Goldhaferwiesen zusammengestellt und in Tabelle 2 der Anteil der ökologischen Gilden am Gesamtbestand wiedergegeben.

Betrachtet man zunächst den pflanzenartenreichen Borstgrasrasen am Stirnberg (s. Tab. 1, Spalte 3), der in traditioneller Weise Mitte Juli gemäht und nicht gedüngt wurde, so zeigt sich, dass die Besiedler schmalblättriger Gräser am Gesamtbestand deutlich dominierten, die Besiedler hochwüchsiger Gräser mit 6,7 % einen deutlich geringeren Anteil am Gesamtbestand hatten und lediglich *Javesella pellucida* mit einem Individuum als Vertreter der Besiedler nährstoffreicher Standorte auftrat. Diese Zusammensetzung der ökologischen Gilden spiegelt die Gegebenheiten in dem artenreichen Borstgrasrasen sehr gut wieder. Er war mit einer mittleren Vegetationshöhe von ca. 30 cm niederrwüchsig, es dominierten die schmalblättrigen Gräser *Nardus stricta*, *Festuca rubra* und *Avenella flexuosa* mit durchschnittlich jeweils 22 % Deckung und die durchschnittliche Stickstoffzahlen nach Ellenberg et al. (1991) zeigten mit Werten von 2,9 bis 3,1 einen stickstoffarmen Standort an.

Die Ausprägung der Borstgrasrasen in der Rhön ist keineswegs einheitlich. So gibt es beispielsweise in der bayerischen Rhön um den Heidelberg edaphisch bedingt deutlich stickstoffärmere und saurere Standorte. Die Pflanzenartenzusammensetzung zeigte hier Stickstoffzahlen von 2,5 bis 2,7 und Reaktionszahlen von ebenfalls 2,5 bis 2,7 an (Reaktionszahlen am Stirnberg 4,2 bis 4,4). Diese Standortbedingungen führten zunächst zu einer deutlichen Pflanzenartenverarmung. Während bei den Erhebungen am Stirnberg auf einer vergleichbaren Fläche 84 Pflanzenarten nachgewiesen werden konnten, betrug die Zahl am Heidelberg nur 43. Der Borstgrasrasen am Heidelberg wird deshalb als pflanzenartenarm bezeichnet (s. Tab. 1, Spalte 4). Ein weiteres Charakteristikum des Borstgrasrasens am Heidelberg war der hohe Deckungsgrad von *Nardus stricta*, der ca. 72 % betrug. Diese Gegebenheiten spiegeln sich im Zikadenbestand dahin gehend wieder, dass die Besiedler schmalblättriger Gräser ebenso dominierten wie im pflanzenartenreichen Borstgrasrasen am Stirnberg, Besiedler hochwüchsiger Gräser jedoch nur mit 2 Individuen vorhanden waren.

Relativ unbeeinflusst von der Stickstoffversorgung und der Biotopstruktur zeigte sich *Verdanus abdominalis*, die keiner der genannten Gilden zuzuordnen ist. Sie trat im pflan-

zenartenreichen und -armen Borstgrasrasen in relativ hoher Dichte auf. Obwohl beide Borstgrasrasen nährstoffarm sind, trat *Javesella pellucida* als Besiedler nährstoffreicher Standorte jeweils in einem Exemplar auf. Da Zikaden Schwärmflüge zur Besiedlung neuer Lebensräume durchführen, sind immer auch Arten zu erwarten, die keine geeigneten Lebensbedingungen am untersuchten Standort vorfinden. Auch bei *Javesella pellucida*, die eine sehr häufige Art im Grünland ist, ist davon auszugehen, dass sie sich auf einen Schwärmflug befand.

Vergleicht man die Borstgrasrasenbrache (s. Tab. 1, Spalte 5) mit dem traditionell genutzten Borstgrasrasen, so ist zunächst festzuhalten, dass es hinsichtlich der Vegetation zu deutlichen Verschiebungen gekommen ist. Breitblättrige Arten wie *Poa chaixii*, *Polygonum bistorta* und *Trollius europaeus* dominierten die Bestände mit einer durchschnittlichen Deckung von 59 %. Schmalblättrige Gräser und lichtliebende Arten wie *Thymus pulegioides* und *Hieracium pilosella* hatten hingegen deutlich abgenommen. Diese Entwicklung vollzog sich innerhalb eines Zeitraumes von 11-13 Jahren, d. h. die Nutzung wurde 1981 aufgegeben, die faunistischen Erhebungen erfolgten 1992-1994. Wie zu erwarten, hatte diese Veränderung in der Vegetationszusammensetzung und -struktur zu deutlichen anteils- und zahlenmäßigen Verschiebungen bei den ökologischen Gilden geführt. Besiedler schmalblättriger Gräser hatten nur noch einen Anteil von 10,1 % am Gesamtbestand, Besiedler hochwüchsiger Gräser hingegen 30,6 %. Bemerkenswert ist darüber hinaus, dass auf der Brache die Artenzahl von 18 auf 28 und die Individuenzahl von 284 auf 604 zugenommen hatte. Insgesamt finden Zikaden also in Borstgrasrasenbrachen bessere Lebensbedingungen als in genutzten Beständen.

In einem Versuchsansatz im Rahmen der Erprobung von Erfolgskontrollmethoden (Bornholdt, Braun & Kress 2000) sollte der Frage nachgegangen werden, inwieweit bzw. in welchen Zeiträumen eine Bestandssituation, wie sie für den artenreichen traditionell genutzten Borstgrasrasen am Stirnberg beschrieben wurde, wiederhergestellt werden kann. Dazu wurde eine großflächige Borstgrasrasenbrache im Gewann Mittelhut in der bayerischen Rhön wieder in Nutzung genommen und ein Teil als Brache belassen. Da in der Brache die Rasenschmiele *Deschampsia cespitosa* bultige Bestände bildete musste die Fläche vor der Wiederaufnahme der einschürigen Mahd im Juli ohne Düngung zunächst geschlegelt werden. Unmittelbar nach der Behandlung mit dem Schlegelmäher im Jahr 1995 hatte die Fläche wieder einen ebenen wiesenartigen Charakter. Die in Tabelle 1 (Spalte 6-8) dargestellten Daten wurden 1997 erhoben. Da die verbliebene Brache nicht einheitlich ausgeprägt war, wurden zur besseren Interpretation der Daten getrennt im Rasenschmielen-Dominanzbestand, der keine Ähnlichkeit mit einem Borstgrasrasen mehr hatte, und im Rasenschmielen-Mischbestand, der einem Borstgrasrasen noch sehr ähnlich war, Erhebungen vorgenommen.

In Folge der langjährigen Brache oder ggf. auch standörtlich bedingt waren die untersuchten Borstgrasrasen in der Mittelhut deutlich nährstoffreicher als am Stirnberg (Phosphorversorgung: 4,26 g/kg auf der Dauerbrache und 3,42g/kg auf der wieder in Nutzung genommenen Fläche in der Mittelhut bzw. 2,7g/kg im Borstgrasrasen am Stirnberg) (Daten aus Arens & Neff (1997) und Schlüter (1998)). Dies machte sich auch in dem relativ hohen Anteil an Besiedlern nährstoffreicher Standorte am Gesamtbestand deutlich (s. Tab. 2). Lediglich im Rasenschmielen-Dominanzbestand traten nur wenige Individuen dieser Gilde auf, was ggf. darauf zurückzuführen ist, dass speziell die Rasenschmiele von ihnen gemieden wurde. Vergleicht man den brachliegenden Rasenschmielen-Mischbestand mit dem erneut genutzten, sind bei dieser Gilde die größten Veränderungen zu verzeichnen, was ggf. bereits auf gewissen Aushagerungseffekte hindeutet. Keine Veränderungen zeig-

ten sich hingegen im Anteil der Besiedler schmalblättriger und hochwüchsiger Gräser, wenn man den brachliegenden Rasenschmielen-Mischbestand mit dem erneut genutzten vergleicht (s. Tab. 2). Die Wiederaufnahme der Nutzung hatte offensichtlich alle Arten der beiden letztgenannten Gilden in gleichem Maße getroffen und gleichzeitig zu einer Verringerung der Gesamtindividuenzahl geführt. Die Vegetationszusammensetzung konnte durch die Wiederaufnahme der Mahd innerhalb von zwei Jahren nicht so stark verändert werden, dass schmalblättrige Gräser deutlich über hochwüchsige dominierten. Gänzlich anders gestaltete sich hingegen die Zusammensetzung im Rasenschmielen-Dominanzbestand, in dem Besiedler hochwüchsiger Gräser mit einem Anteil von 50,7 % am Gesamtbestand dominierten und Arten der anderen beiden Gilden nur in Einzelexemplaren auftraten.

Insgesamt sind Interpretationen bei diesem Untersuchungsansatz schwieriger als am Stirnberg, da nur zwei Vegetationsperioden seit Wiederaufnahme der Nutzung verstrichen waren und nur aus einem Jahr Daten vorliegen. Insbesondere die Verschiebungen bei den Besiedlern nährstoffreicher Standorte bedürfen zur sicheren Interpretation weiterer Erhebungen.

Ein weiteres Ergebnis, dass die sensible Reaktion der Zikaden auf Standortverhältnisse dokumentiert, wird beim Vergleich einer gedüngten und einer ungedüngten Goldhaferwiese deutlich (s. Tab. 1, Spalten 9 & 10). Die ungedüngte Goldhaferwiese gehört zum Untersuchungsprogramm des Eichhofes und befindet sich in einer Versuchsanlage in unmittelbarer Nähe des bereits beschriebenen artenreichen Borstgrasrasens. Wie auf dem artenreichen Borstgrasrasen, wurde auch auf der Goldhaferwiese die traditionelle Nutzung fortgeführt. Da sie zum Versuchsprogramm des Eichhofs gehört, kann ausgesagt werden, dass die Stickstoffzahlen nach Ellenberg et al. (1991) zwischen 3,7 und 3,9 schwanken und damit etwas höher liegen als im benachbarten Borstgrasrasen. Auch die Wüchsigkeit ist mit ca. 40 cm mittlerer Vegetationshöhe etwas höher. Zur gedüngten Goldhaferwiese, die sich ca. 3 km östlich im NSG „Lange Rhön“ auf bayerischer Seite befindet, liegen keine Stickstoffzahlen vor. Sie erreichte eine mittlere Vegetationshöhe von ca. 80 cm. Auf der ungedüngten Goldhaferwiese erfolgten die Erhebungen 1992 und 1993, auf der gedüngten 1996 und 1997.

Der auffälligste Unterschied zwischen diesen beiden Goldhaferwiesen ist, dass auf der gedüngten Besiedler nährstoffreicher Standorte, in diesem Fall ausschließlich *Javesella pellucida*, mit 55,7 % Anteil am Gesamtbestand mit Abstand dominierten, während auf der ungedüngten kein Exemplar dieser Gilde nachgewiesen werden konnte. Weitere markante Unterschiede im Artenbestand ergaben sich dadurch, dass auf Grund der Düngergaben die gedüngte Goldhaferwiesen bereits am 15.6. gemäht werden konnte, während dies auf der ungedüngten erst am 10.7. geschah. Die frühere Mahd hatte eindeutige Konsequenzen für die Besiedler hochwüchsiger Gräser, wobei insbesondere die Schaumzikaden *Neophilaenus lineatus* und *Philaenus spumarius* betroffen waren. Ihre Larven entwickelten sich in Schaumhüllen an den oberen Teilen von Gräsern und Stauden und wurden somit durch die frühe Mahd von der Fläche entfernt. Ebenso wurde der Entwicklungszyklus von *Elymana sulphurella* und *Verdanus abdominalis* durch die frühere Mahd unterbrochen. Sie konnten auf der ungedüngten Goldhaferwiese ihren Entwicklungszyklus abschließen und traten unmittelbar vor der Mahd in höchsten Populationsdichten auf. Besiedler schmalblättriger Gräser spielten in beiden Goldhaferwiesen eine untergeordnete Rolle. Die unterschiedlichen Nutzungsformen der Goldhaferwiesen hatten offensichtlich keinen Einfluss auf ihren Bestand.

**Tab. 1: Fangergebnisse auf den unterschiedlich genutzten Borstgrasrasen und Goldhaferwiesen.** Zeiger: SG – Besiedler schmalblättriger Gräser, HG – Besiedler hochwüchsiger Gräser, NS – Besiedler nährstoffreicher Standorte

Art	Zeiger	BGR reich, ungedüngt, Mahd 10.7.	BGR arm, ungedüngt, Mahd 10.7.	BGR Brache seit 1981	RS domi- nant, unbe- handelt	RS misch, unbehandelt	RS misch, einschürrig	GH gedüngt, Mahd 15.6.	GH ungedüngt, Mahd 10.7.
<b>Delphacidae</b>									
<i>Delphacinus mesomelas</i>		6	2	1					
<i>Stiroma bicarinata</i>		1		10					
<i>Hyledephax elegantulus</i>				3					
<i>Dicranotropis hamata</i>				2					
<i>Dicranotropis divergens</i>				10					
<i>Criomorpha albomarginatus</i>		1		11					
<i>Javesella discolor</i>				1					
<i>Javesella pellucida</i>	NS	1	1	2	3	6	1	39	
<i>Ribautodelphax spec.</i>				1					
<b>Cercopidae</b>									
<i>Cercopis vulnerata</i>				4	5				
<i>Neophilaenus lineatus</i>	HG	2	1	74	10	7		13	
<i>Philaenus spumarius</i>	HG	11		91	4	8	9	8	32
<b>Cicadellidae</b>									
<i>Agallia brachyptera</i>		1							
<i>Eupelix cuspidata</i>			1	1					
<i>Planaphrodes bifasciata</i>		2		4		1			
<i>Planaphrodes spec. (♀♀)</i>		2		2		2			
<i>Anoscopus flavostriatus</i>				1					
<i>Anoscopus spec. (♀♀)</i>				1			1		
<i>Evacanthus interruptus</i>		1		1					
<i>Dikraneura variata</i>				2					
<i>Eupteryx notata</i>		5							1

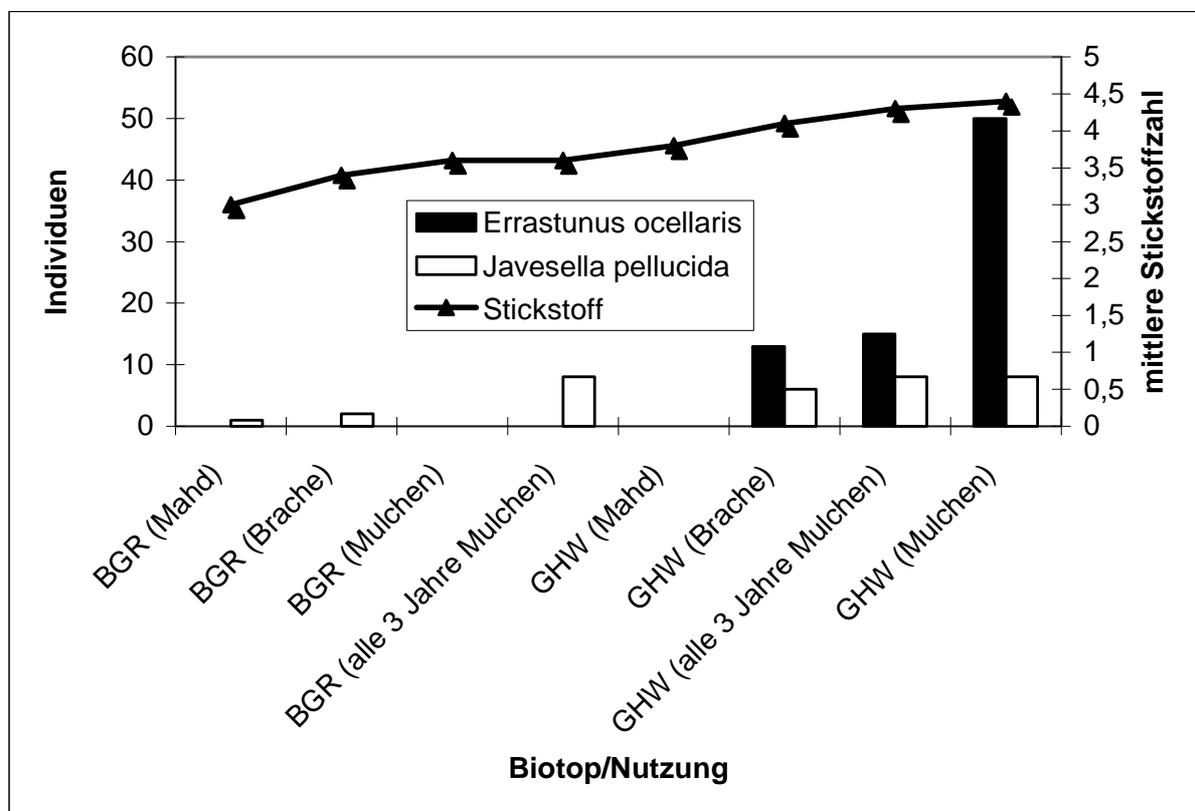
(wird fortgesetzt)

Tab. 1 (Fortsetzung)

Art	Zeiger	BGR reich, ungedüngt, Mahd 10.7.	BGR arm, ungedüngt, Mahd 10.7.	BGR Brache seit 1981	RS domi- nant, unbe- handelt	RS misch, unbehandelt	RS misch, einschürrig	GH gedüngt, Mahd 15.6.	GH ungedüngt, Mahd 10.7.
<i>Macrosteles septemnotatus</i>									1
<i>Deltocephalus pulicaris</i>	NS			1		66	11		
<i>Doratura stylata</i>	SG	2	3		3	148	90	4	1
<i>Graphocraerus ventralis</i>			1			2	7		
<i>Rhopalopyx adumbrata</i>				12		27			
<i>Rhopalopyx preysleri</i>						2		1	
<i>Rhopalopyx</i> spec. (♀♀)				11		33	1		
<i>Paluda flaveola</i>				1	2	6	8		5
<i>Elymana sulphurella</i>	HG	3	1	20	21	65	41	8	31
<i>Cicadula quadrinotata</i>				1					1
<i>Macustus griseus</i>					4	1			
<i>Euscelis incisus</i>								1	
<i>Streptanus marginatus</i>		12		44		8			
<i>Streptanus sordidus</i>				4					
<i>Streptanus</i> spec. (♀♀)				1					
<i>Arocephalus punctum</i>	SG					10			
<i>Psammotettix confinis</i>	SG	1							
<i>Psammotettix helvolus</i>	SG	118	37	38				2	13
<i>Psammotettix nodosus</i>	SG	2							
<i>Psammotettix</i> spec. (♀♀)	SG	51	64	23		1	3	4	2
<i>Errastunus ocellaris</i>	NS				1				
<i>Turrutus socialis</i>		12	1	22				1	3
<i>Jassargus alpinus</i>				2					
<i>Verdanus abdominalis</i>		50	58	202	16	186	172	2	47
Anzahl Proben/Methode		39 D-Vac	22 D-Vac	39 D-Vac	5 Käsker	5 Käsker	5 Käsker	10 Käsker	10 Käsker
Anzahl Arten		18	10	28	10	16	11	9	11
Anzahl Individuen		284	170	604	69	579	344	70	150

**Tab. 2: Anteil der ökologischen Gilden an der Gesamtindividuenzahl**

Fläche	Fang- summe	Gilden					
		Besiedler schmalblättriger Gräser		Besiedler hochwüchsiger Gräser		Besiedler nährstoffreicher Standorte	
		n	%	n	%	n	%
Borstgrasrasen reich, ungedüngt, Mahd 10.7.	284	174	61,3	16	5,6	1	0,4
Borstgrasrasen arm, ungedüngt, Mahd 10.7.	170	104	61,2	2	1,2	1	0,6
Borstgrasrasen Brache seit 1981	604	61	10,1	185	30,6	3	0,5
Rasenschmieie Domi- nanz, unbehandelt	69	3	4,4	35	50,7	4	5,8
Rasenschmieie misch, unbehandelt	579	168	29,0	80	13,8	72	12,4
Rasenschmieie misch, einschürig	344	93	27,0	50	14,5	12	3,5
Goldhaferwiese, gedüngt, Mahd 15.6.	70	10	14,3	16	22,9	39	55,7
Goldhaferwiese, ungedüngt, Mahd 10.7.	150	16	10,7	76	50,7	0	0

**Abb. 1: Dichten der Besiedler nährstoffreicher Standorte in Relation zur ungewichteten mittleren Stickstoffzahl nach Ellenberg et al. (1991).**

Die Versuchsflächen des Eichhofs am Stirnberg bieten die Möglichkeit, die Reaktion von Besiedlern nährstoffreicher Standorte auf die Nährstoffversorgung darzustellen, da hier zu allen untersuchten Nutzungsvarianten die ungewichteten mittleren Stickstoffzahlen nach Ellenberg et al. (1991) (s. Bornholdt et al. 2000) sowie die Ergebnisse zur Phosphorversorgung (s. Arens & Neff 1997) vorliegen. Abbildung 1 zeigt, dass die Besiedler nährstoffreicher Standorte erst ab einer mittleren Stickstoffzahl von über 4, die nur auf den Pflegevarianten in der Goldhaferwiese erreicht wurde, deutlich zunehmen. Bei den von Arens & Neff (1997) ermittelten Werten zur Phosphorversorgung wird nicht zwischen den unterschiedlichen Pflegevarianten unterschieden. Es kann jedoch ausgesagt werden, dass die Phosphorversorgung mit 6,3g/kg in der Goldhaferwiese deutlich höher ist als im Borstgrasrasen, wo nur 2,7g/kg gemessen wurden.

Um abschätzen zu können, welcher Aufwand für eine hinreichende Beurteilung von mittleren Grünlandstandorten mittels Zikaden erforderlich ist, sind in Tabelle 3 die Fangergebnisse nach einzelnen Fangtagen aufgeschlüsselt. Es zeigt sich, dass es zur Bewertung der untersuchten Grünlandstandorte anhand der drei ökologischen Gilden ausreicht, an drei Terminen im Juli und August mittels oben beschriebener Käschermethode Zikaden zu fangen. Mit dieser Methode ist es allerdings nicht möglich ein komplettes Artenspektrum zu erlangen, da weitere Arten bereits sehr früh im Jahr auftreten und im Juli als Imagines nicht mehr vorhanden sind. Da seltene und gefährdete Arten in Borstgrasrasen und Goldhaferwiesen kaum zu erwarten sind, werden mit einer dreimaligen Beprobung im Juli und August jedoch alle entscheidenden Arten erfasst.

**Tab. 3: Käscherfangsummen der Zeigerarten in den Rasenschmielenbeständen.** Termin: 1 = 3.6., 2 = 18.6., 3 = 9.7., 4 = 31.7., 5 = 18.8.; Z = Zeigerarten: S: schmalblättrige Gräser, H: hochwüchsige Gräser, N: nährstoffreiche Standorte.

Art	Z	Dominanzbestand, unbehandelt					Mischbestand, unbehandelt					Einschürig					
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	
<i>Elymana sulphurella</i>	H				14	7					57	8				21	20
<i>Neophilaenus lineatus</i>	H			1	6	3			1	2	4						
<i>Cercopis vulnerata</i>	H		3	2													
<i>Philaenus spumarius</i>	H				4					2	6			1	1	7	
<i>Doratura stylata</i>	S				1	2			10	71	67			5	48	37	
<i>Psammotettix spec.</i>	S								1					1	1	1	
<i>Arocephalus punctum</i>	S										10						
<i>Javesella pellucida</i>	N	2				1	3				3	1					
<i>Errastunus ocellaris</i>	N		1														
<i>Deltocephalus pulicaris</i>	N								54	9	3			9	1	1	

#### 4. Diskussion

Die Ergebnisse des vorliegenden Artikels sollen als Beispiel bzw. als Diskussionsgrundlage zur Eignung von Zikaden zur Bewertung von Grünlandstandorten genutzt werden.

Vergleicht man die Fangergebnisse, die mit dem motorbetriebenen Sauggerät erzielt wurden, mit denen des Käscherfanges, so wird ersichtlich, dass der deutlich weniger aufwändige Käscherfang ausreicht, um zu einer hinreichenden Bewertungsgrundlage zu gelangen. Der Vorteil des Sauggerätes besteht darin, dass man quantitative Ergebnisse

erzielt, da mit einem gleichzeitig eingesetzten Isolierkäfig ein genauer Flächenbezug hergestellt werden kann. Zur Bewertung eines Grünlandstandortes ist ein so genauer Flächenbezug jedoch nicht erforderlich. Die mit dem Käscher erzielten semiquantitativen Ergebnisse, bei denen die relative Populationsgrößen der Arten an einem Fang an einem Ort wiedergegeben werden, sind ausreichend. Beabsichtigt man einen Grünlandstandort anhand ausgewählter ökologischer Gilden zu beurteilen, kann der Erhebungsaufwand ggf. auf wenige Probennahmen reduziert werden, wie aus Tabelle 3 ersichtlich wird. Im Vergleich mit dem Einsatz von Bodenfallen oder dem Sammeln werden mit dem Käscherfang mit Abstand bessere Ergebnisse erzielt. Mit Bodenfallen wird nur ein sehr eingeschränktes Spektrum an Zikaden, wie z. B. bodenlebende Arten der Gattungen *Aphrodes* und *Anoscopus*, gefangen, die kaum zur Bewertung von Grünlandstandorten herangezogen werden können. Durch Sammeln sind kaum quantifizierbare Ergebnisse zu erzielen, so dass diese Methode lediglich ergänzend zum Käscherfang sinnvoll einsetzbar ist.

Will man einen Grünlandstandort anhand des Anteils von ökologischen Gilden am Gesamtbestand, also mittels relativer Zahlen, beurteilen, wie es im vorliegenden Beispiel erfolgte, so besteht die Gefahr, dass es bei sehr geringen Fangzahlen bei ausschließlicher Verwendung dieses Kriteriums zu Fehlinterpretationen kommt. Eine ökologische Gilde oder einzelne Arten können in diesem Fall sehr schnell einen hohen Anteil am Gesamtbestand einnehmen, obwohl sie nur wenige Individuen mehr als eine andere aufweisen. Bezüglich der Zikaden können im Grünland geringe Fangzahlen in der Regel jedoch ausgeschlossen werden, da sie zumindest im Sommer in sehr hohen Bestandsdichten auftreten. Mit der oben beschriebenen Fangtechnik aus 30 Käscherschlägen können an drei Fangtagen im Sommer in der Regel weit über 100 Individuen gefangen werden. An Orten mit sehr geringen Dichten in der gesamten Vegetationsperiode ist die Zahl der Schläge ggf. zu erhöhen.

Da Zikaden phytophage Insekten sind, die sehr empfindlich auf unterschiedliche Standortfaktoren reagieren, ist es mit ihrer Hilfe möglich sehr komplexe Zusammenhänge an Grünlandstandorten zu erkennen. Es können Bezüge zur Vegetation hergestellt werden, wie es im vorliegenden Beispiel anhand der Besiedler schmalblättriger und hochwüchsiger Gräser geschehen ist. Es ist weiterhin möglich, anhand des Pflanzenartenspektrums eines Standortes ein Spektrum der zu erwartenden Zikadenarten festzulegen und mit der Vollständigkeit dieses Spektrums den Standort naturschutzfachlich zu bewerten (z. B. Walter 1996, Niedringhaus 1999). Der Anteil an Nahrungsspezialisten, d. h. das Verhältnis von monophagen zu polyphagen Arten, kann ein weiteres Kriterium darstellen (z. B. Achtziger & Nickel 1997, Achtziger, R., H. Nickel & R. Schreiber 1999). Dieses auf biotische Parameter ausgerichtete Bewertungsspektrum kann darüber hinaus um abiotische Faktoren ergänzt werden. Dabei sind zunächst die sensiblen Reaktionen auf Temperatur/Trockenheit und Feuchte zu nennen, womit die Zikaden zur Bewertung von Trocken- und Feuchtstandorten, wie auch viele andere Insektengruppen, sehr gut geeignet sind. Eine Besonderheit stellen zudem Zikadenarten dar, die bevorzugt oder ausschließlich an nährstoffreichen Standorten auftreten, womit auch eine Bewertung der Nährstoffversorgung von mittleren Grünlandstandorten möglich ist. Durch die Erstellung von Roten Listen (Remane et al. 1998) werden zunehmend auch die Bewertungskriterien Gefährdung und Seltenheit anwendbar.

Es ist anzunehmen, dass Zikaden als mobile Tiere schneller auf Standortveränderungen reagieren als Pflanzen. In der Untersuchung von Bornholdt et al. (2000) gibt es hierfür auch einen eindeutigen Hinweis. So wurden die Grünlandversuchsflächen am Stirnberg nach der Mahd bzw. dem Mulchschnitt in sehr kurzen Zeitintervallen wiederholt beprobt.

Dabei zeigte sich, dass sie zunächst von den Zikaden verlassen wurden, nach sechs Wochen aber, als die Vegetation wieder nachgewachsen war, eine höhere Dichte aufwiesen als die angrenzenden Brachen, die sich insgesamt durch einen größeren Zikadenbestand auszeichneten. Vermutlich war der Nährstoffgehalt in den nach der Mahd bzw. dem Mulchschnitt frisch austreibenden Pflanzen sehr hoch, so dass sich Arten mit einer zweiten Generation bevorzugt auf den bewirtschafteten Flächen aufhielten.

Die Zusammensetzung der Zikaden eignet sich sehr gut, um Ziele im Rahmen von Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen zu formulieren, die bei den später erfolgenden Erfolgskontrollen zu überprüfen sind. So ist beispielsweise bezüglich genutzter Borstgrasrasen anzustreben, dass die Besiedler schmalblättriger Gräser dominieren, die hochwüchsiger Gräser nicht mehr als 5 % am Gesamtbestand ausmachen und die nährstoffreicher Flächen fehlen oder höchstens in Einzelexemplaren auftreten. In den naturgemäß nährstoffreicheren genutzten Goldhaferwiesen sollten Besiedler nährstoffreicher Standorte nicht mehr als 10 % des Gesamtbestandes ausmachen. Die Dichte bzw. die Artenzahl von Zikaden, die auf typische Pflanzen der genutzten Borstgrasrasen und Goldhaferwiesen spezialisiert sind, sollte hoch sein.

Die Eignung der Zikaden und auch der Wanzen als Zeigerorganismen für lokale Standortverhältnisse wird im Vergleich mit Tagfaltern auf einem Kalkmagerrasen bei Weißbach in der Rhön deutlich (vgl. Bornholdt; Braun & Kress 2000). Auf diesem Kalkmagerrasen wurde ein offener und schütterer Bereich mit einem entbuschten verglichen. Der entbuschte Bereich wies zuvor auch noch offene Stellen auf, war aber bereits erheblich mit Sträuchern zugewachsen. Die Bestandsaufnahmen erfolgten vier Jahre nach der Entbuschung, so dass die Sträucher z.T. bereits wieder nachgewachsen waren. Es zeigte sich, dass die Pflegemaßnahme hinsichtlich des Tagfalterbestandes ein voller Erfolg war, denn beide Flächen wurden von einer sehr ähnlichen Artenzusammensetzung in vergleichbarer Dichte besiedelt. Bezüglich der Zikaden und Wanzen war dieser Erfolg nicht gegeben, denn trotz der Entbuschung hatten sich mehrere stenotope Arten trocken-warmer Standorte (Zikaden: *Reptalus panzeri*, *Mitricephalus macrocephalus*, *Tettigometra atrata*, *Neoliturus fenestratus*, *Jassargus obtusivalvis*; Wanzen: *Hadrodemus M-flavum*, *Dicyphus annulatus*, *Hoplomachus thunbergi*), die auf der schütterten, durchgängig offenen Fläche vorhanden waren, noch nicht eingestellt. Dies ist darauf zurückzuführen, dass auf der entbuschten Fläche in der Krautschicht eine vollkommen anderen Vegetationsstruktur mit anderen Deckungsgraden vorlag als auf der schütterten, durchgängig offenen Fläche. Es war nicht ausreichend, dass mehrere typische Halbtrockenrasenpflanzen auf der entbuschten Fläche vorhanden waren.

Die zuvor erfolgten Ausführungen der Diskussion belegen, dass Zikaden als Zeigerorganismen zur Dokumentation kleinräumlicher biotischer und abiotischer Standortverhältnisse hervorragend geeignet sind. Eine Verwendbarkeit der Zikaden als Indikatoren, in dem Sinne, dass man mit ihrer Hilfe schneller oder mit geringem Aufwand als mit anderen Methoden Aussagen über diese Standortverhältnisse erlangt, ist jedoch nicht gegeben. So gelangt man beispielsweise mit einer pflanzensoziologischen Aufnahme deutlich schneller zu einem Bild der abiotischen Verhältnisse eines Standorts als mit Zikaden, da nur eine Erhebung notwendig ist und alle Determinationen bereits im Gelände erfolgen können. Die Erfassung von Zikaden im Rahmen von Monitoringuntersuchungen oder Erfolgskontrollen ist jedoch im Sinne des zusätzlichen Erkenntnisgewinnes trotzdem sinnvoll und notwendig. So ist beispielsweise bei einer gewünschten Entwicklung oder einer Schädigung eines Grünlandlebensraumes, die sich bereits in der Vegetation bemerkbar macht, nicht zwangsläufig ableitbar ob bzw. in welchem Maße hiervon auch die Wirbellosenfauna

betroffen ist. Zikaden könnten beispielhaft für die Gruppe der Phytophagen zur Überprüfung möglicher Einflüsse herangezogen werden. Weiterhin ist beispielsweise ein vegetationskundlich wertvoller Standort nicht automatisch auch als hochwertig aus tierökologischer Sicht einzustufen. Lokale Besonderheiten wie die Isolation können sich ganz anders auf die Tier- als die Pflanzenwelt auswirken. Zikaden, wie auch alle anderen Organismengruppen, besitzen einen eigenen naturschutzfachlichen Wert, der bei der Bewertung eines Standortes genutzt werden kann. Insbesondere die Roten Listen stellen bei dieser Wertgebung eine zentrale Rolle dar.

## 5. Zusammenfassung

Im vorliegenden Beitrag wird die Eignung von Zikaden zur Beurteilung von Standort- und Lebensraumeigenschaften in Borstgrasrasen und Goldhaferwiesen in der Hohen Rhön untersucht. Die Datenerhebung erfolgte im Rahmen zweier Forschungs- und Entwicklungsvorhaben im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) (Bornholdt, Braun & Kress 2000 und Bornholdt et al. 2000). Die Zikaden wurden mit einem motorbetriebenen Sauggerät, mit einem Käscher und ergänzend durch Sammeln gefangen. Parallel dazu wurden Daten zur Vegetationszusammensetzung und -struktur erhoben sowie abiotische Bodenparameter gemessen.

Es zeigte sich, dass sich anhand der ökologischen Gilden „Besiedler schmalblättriger Gräser“, „Besiedler hochwüchsiger Gräser“ und „Besiedler nährstoffreicher Standorte“ die Standort- und Lebensraumeigenschaften von Borstgrasrasen und Goldhaferwiesen sehr gut wiedergeben lassen und Veränderungen dokumentierbar sind. Zikaden sind somit für mittlere Grünlandstandorte, für die es kaum Zeigerorganismen unter den Wirbellosen gibt, eine geeignete Gruppe zur Bewertung dieses Lebensraumes. Eine wichtige Funktion erfüllt in diesem Zusammenhang die Gilde der „Besiedler nährstoffreicher Standorte“. Zur Beurteilung der Standorte ist es ausreichend an drei Terminen im Juli und August mittels 30 Käscherschläge pro Fangtermin und Fläche Zikaden zu fangen.

Als weitere Bewertungsmöglichkeiten von Grünlandstandorten mit Hilfe von Zikaden werden die Vollständigkeit des zu erwartenden Artenspektrums, das Verhältnis von monophagen zu polyphagen Arten, der Anteil von Besiedlern trocken-warmer und feuchter Standorte in entsprechenden Lebensräumen sowie die Kriterien Gefährdung und Seltenheit diskutiert. Es wird an zwei Beispielen dargelegt, dass Zikaden sehr schnell auf Standortveränderungen reagieren können und insbesondere zur Beurteilung kleinräumiger Verhältnisse geeignet sind.

Eine Verwendbarkeit der Zikaden als Indikatoren, in dem Sinne, dass man mit ihrer Hilfe schneller oder mit geringem Aufwand als mit anderen Methoden Aussagen über Standortverhältnisse erlangt, ist jedoch nicht gegeben. Die Erfassung von Zikaden im Rahmen von Monitoringuntersuchungen oder Erfolgskontrollen ist jedoch im Sinne des zusätzlichen Erkenntnisgewinnes trotzdem sinnvoll und notwendig. So ist bei einer gewünschten Entwicklung oder einer Schädigung eines Grünlandlebensraumes, die sich bereits in der Vegetation bemerkbar macht, nicht zwangsläufig ableitbar ob bzw. in welchem Maße hiervon auch die Wirbellosenfauna betroffen ist. Zikaden könnten beispielhaft für die Gruppe der Phytophagen zur Überprüfung möglicher Einflüsse herangezogen werden. Weiterhin ist ein vegetationskundlich wertvoller Standort nicht automatisch auch als hochwertig aus tierökologischer Sicht einzustufen. Lokale Besonderheiten wie die Isolation können sich unterschiedlich auf die Tier- und Pflanzenwelt auswirken. Zikaden, wie auch alle anderen Organismengruppen, besitzen einen eigenen naturschutzfachlichen

Wert, der bei der Bewertung eines Standortes genutzt werden kann. Insbesondere die Roten Listen spielen bei dieser Wertgebung eine zentrale Rolle.

## 6. Literatur

- Achtziger, R. (1991): Zur Wanzen- und Zikadenfauna von Saumbiotopen – eine ökologisch-faunistische Analyse als Grundlage für eine naturschutzfachliche Bewertung. — *Berichte ANL (Laufen/Salzach)* 15: 37-68.
- Achtziger, R. & H. Nickel (1997): Zikaden als Bioindikatoren für naturschutzfachliche Erfolgskontrollen im Feuchtgrünland. — *Beitr. Zikadenkde.* 1: 3-16.
- Achtziger, R., H. Nickel & R. Schreiber (1999): Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen auf Zikaden, Wanzen, Heuschrecken und Tagfalter im Feuchtgrünland. — *Schr.-R. Bayer. Landsamt für Umweltschutz* 150: 109-131.
- Arens, R. & R. Neff (1997): Versuche zur Erhaltung von Extensivgrünland. — *Angewandte Landschaftsökologie* 13: 176 S.
- Bornholdt, G., H. Braun & J. C. Kress (2000): Erfolgskontrollen im abgeschlossenen Naturschutzgroßprojekt „Hohe Rhön/Lange Rhön“. — *Angew. Landschaftsökologie* 30: 261 S.
- Bornholdt, G., S. Hamm, J. C. Kress, U. Brenner & A. Malten (2000): Zoologische Untersuchungen zur Grünlandpflege in der Hohen Rhön. — *Angew. Landschaftsökologie* 39: 237 S.
- Bornholdt, G. & R. Remane (1993): Veränderungen im Zikadenartenbestand eines Halbtrockenrasens in der Eifel (Rheinland-Pfalz) entlang eines Nährstoffgradienten. — *Z. Ökol. Natursch.* 2: 19-29.
- Ellenberg, H., H. E. Weber, R. Düll, V. Wirth, W. Werner & D. Paulissen (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. — *Scripta Geobotanica* 18: 1-248.
- Emmrich, R. (1966): Faunistisch-ökologische Untersuchungen über die Zikadenfauna (Homoptera Auchenorrhyncha) von Grünlandflächen und landwirtschaftlichen Kulturen des Greifswalder Gebietes. — *Mitt. Zool. Mus. Berlin* 42: 61-126.
- Hildebrandt, J. (1990): Phytophage Insekten als Indikatoren für die Bewertung von Landschaftseinheiten am Beispiel der Zikaden. — *Natur Landschaft* 65: 362-365.
- Marchand, H. (1953): Die Bedeutung der Heuschrecken und Schnabelkerfe als Indikatoren verschiedener Graslandtypen. — *Beitr. Entomol.* 3: 116-162.
- Niedringhaus, R. (1997): Die Zikadenfauna (Hemiptera: Auchenorrhyncha) einer intensiv genutzten Agrarlandschaft in Nordwestdeutschland. — *Abh. West. Mus. Naturk.* 59: 197-208.
- Niedringhaus, R. (1999): Bewertung des Renaturierungserfolges in einer Agrarlandschaft Nordwestdeutschlands anhand der Zikadenfauna (Auchenorrhyncha). — *Beitr. Zikadenkde.* 3: 49-64.
- Remane, R. (1958): Die Besiedlung von Grünlandflächen verschiedener Herkunft durch Wanzen und Zikaden im Weser-Ems-Gebiet. — *Zeitschr. angew. Ent.* 42: 353 - 400.
- Remane, R., R. Achtziger, W. Fröhlich, H. Nickel & W. Witsack (1998): Rote Liste der Zikaden (Homoptera, Auchenorrhyncha). — In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. *Schr.-R. Landschaftspfl. Naturschutz* 55: 243-249.
- Schlüter, A. (1998): Untersuchungen von Bewirtschaftungs- und Pflegeeinflüssen auf Borstgrasrasen und Goldhaferwiesen im Naturschutzgebiet Lange Rhön. — *Diplomarbeit Universität Frankfurt am Main*, 142 S. & Anhang.
- Walter, S. (1996): Zikaden als Indikatoren für die Bewertung von Landschaftseinheiten – Ein Beispiel zur Charakterisierung der Drömlingsniederung (Sachsen-Anhalt). — *Berichte 2. Auchenorrhyncha-Tagung in Marburg*.