

Zikaden (Homoptera, Auchenorrhyncha) an neu angelegten Waldrändern - Erste Ergebnisse zur Besiedelung und Sukzession in Strauch- und Krautschicht

Achtziger, Roland

Zusammenfassung

Es werden Ergebnisse zur Besiedelungsdynamik und Sukzession an neu angelegten Waldmänteln und Waldrand-Krautsäumen durch Zikaden vorgestellt. Die angepflanzten Waldmäntel wurden, was die Gehölzart Schlehe betrifft, relativ schnell durch die an alten, regional vorhandenen Waldmänteln dominanten Zikadenarten besiedelt, so daß nach vier Jahren bereits insgesamt 13 von 20 der regional festgestellten Arten vorhanden waren. Die Artenzahlen und Dominanzgefüge dieser jungen Gemeinschaften wiesen jedoch noch erhebliche Unterschiede zu alten Waldrandzoozönosen auf, wobei mit einer Angleichung der Verhältnisse erst in einem Zeitraum von 20 bis 30 Jahren zu rechnen ist. Im Bereich der Krautschicht konnte im Laufe der Sukzession ebenfalls ein stetiger Anstieg der Artenzahlen beobachtet werden. Besonders auf den ehemaligen Ackerstandorten war dabei eine Umstrukturierung der Zikadengemeinschaften im Laufe der Sukzession festzustellen: Ausgehend von den Pioniergemeinschaften auf den Ackerwildkrautfluren des ersten Jahres mit hohen Unausgewogenheiten in der Dominanzstruktur bildeten sich mittlerweile mehr oder weniger stabilisierte Gemeinschaften des Klee-Löwenzahn-Wiesen-Stadiums mit hohen Anteilen von Zikadenarten des stickstoffreichen Grünlands. Der Aufbau artenreicher, Waldsaum-typischer Zikadengemeinschaften erscheint in den angelegten Krautsäumen nur längerfristig über Maßnahmen zur Aushagerung der Flächen und der Entwicklung artenreicher Vegetation möglich. Abschließend wird kurz auf Folgerungen für die Naturschutzpraxis eingegangen und auf die potentiellen Einsatzmöglichkeiten von Zikaden bei naturschutzfachlichen Untersuchungen und Erfolgskontrollen hingewiesen.

I. Einleitung

Im folgenden Beitrag werden erste Ergebnisse zur Sukzession und zur Besiedelungsdynamik von Zikadengemeinschaften (Homoptera, Auchenorrhyncha) an neu angelegten Waldrändern vorgestellt, die im Rahmen der zoologischen Begleituntersuchungen zu dem Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben (E&E-Projekt) "Aufbau reichgegliederter Waldränder" erhoben wurden. Dieses vom Bundesumweltministerium in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Naturschutz (Bonn) geförderte Pilotprojekt hat das Ziel, den Aufbau möglichst naturnaher Waldrandbiotope unter verschiedenen Ausgangsbedingungen in der Praxis zu erproben.

Ziele der zoologischen Begleituntersuchungen, die vom Lehrstuhl Tierökologie I der Uni Bayreuth durchgeführt werden, sind dabei die wissenschaftliche Dokumentation der Entwicklung der Tiergemeinschaften und ökologischen Systeme an neu angelegten Waldrändern, eine Erfolgskontrolle der durchgeführten Anpflanzungs- und Gestaltungsmaßnahmen aus naturschutzfachlicher Sicht sowie die Erarbeitung von Handlungsrichtlinien für ähnliche Projekte. So steht etwa die Frage im Vordergrund, ob es möglich ist bzw. mit welchen Zeiträumen zu rechnen ist, bis an den mehr oder weniger künstlich geschaffenen Waldrändern Lebensgemeinschaften entstanden sind, die von Struktur und Zusammensetzung (Artenzahl, Artenzusammensetzung, Dominanzstruktur) und ihrer Funktion (z.B. Aufbau funktionierender Nahrungsnetze) mit denen alter, etablierter Waldmantelgemeinschaften der Region vergleichbar sind. Erste Ergebnisse bzgl. der Insektengruppe der Zikaden sollen im folgenden dargestellt werden.

2. Untersuchungsgebiete und Methodik

Das Projekt "Aufbau reichgegliederter Waldränder" wird in der Umgebung von Feuchtwangen (Nordbayern, westl. Mittelfranken, Landkreis Ansbach) unter der Trägerschaft und Federführung des Landschaftspflegeverbands Mittelfranken (Ansbach) durchgeführt. Im Projektgebiet wurden ausgehend von Vegetationsaufnahmen an bereits in der Region vorhandenen Waldmänteln (s. RICHERT & REIF 1992) - in den Jahren 1990, 1991 und 1992 neue Waldränder angelegt, die im Idealfall aus einem gestuften Baum- und Strauchmantel mit autochthonen Gehölzen, einem vegetationsreichen Krautsaum und einer Pufferzone zur landwirtschaftlichen Fläche aufgebaut sind (AICHMÜLLER 1991, KOGEL et al. 1993). Die Gestaltung erfolgte in Zusammenarbeit mit den ortsansässigen Landwirten und verschiedenen staatlichen Behörden an meist sehr strukturarmen Waldrändern, die einen krassen Übergang zwischen Wald und Offenland aufwiesen (Einzelheiten zum Projektablauf s. KOGEL et al. 1993). Die angepflanzten Flächen des Strauchmantels sowie die Krautsaumbereiche vor dem Waldmantel wurden vormals als Getreide- bzw. Maisäcker oder Mähwiesen genutzt. Mit Beginn der Gestaltung werden die Flächen, auch zum Zwecke einer Aushagerung, jährlich ein bis zweimal gemäht.

Anhand der parallel durchgeführten vegetationskundlichen Untersuchungen (z.B. RICHERT 1994, unpubl. Zwischenbericht) zeigt sich, daß sich die Vegetation der ehemaligen Äcker, ausgehend von einer je nach Standort etwas unterschiedlichen Ackerwildkrautflur nach nun vier bzw. fünf Jahren auf nahezu allen Flächen zu einer Löwenzahn-Klee-Gras-Wiesengemeinschaft entwickelt hat. Die ehemaligen Wiesengemeinschaften blieben nach der Gestaltung und der Änderung der Bewirtschaftung (keine Düngung, veränderter Mahdrhythmus) in ihrer Vegetationszusammensetzung dagegen relativ konstant. In der Strauchschicht wurde - je nach standörtlichen Ausgangs- und Anwuchsbedingungen - nach etwa drei bis vier Jahren der Kronenschluß erreicht, d.h. es entstand ein durchgehender Waldmantel.

Die tierökologischen **Erfassungen** im Rahmen der zoologischen Begleituntersuchungen erfolgen sowohl auf der Bodenoberfläche (epigäische Raubarthropodenfauna), in der Krautschicht (Zikaden, Wanzen, Heuschrecken, Tagfalter) und in der Strauchschicht (blattfressende Insektenlarven und ihre Parasitoide; Blattlaus-Blattlausfeinde-Nahrungsnetz, Vögel). Neben den Untersuchungen an den neu angelegten Waldrändern wurden

Vergleichszwecken auch an alten, im Projektgebiet vorhandenen Waldrändern (-Vergleichswaldränder) Erfassungen durchgeführt. Dabei wurden die während der Bearbeitung des Blattlaus-Nahrungssystems an den Strauchern miterfaßten Zikaden sowie die Zikaden der sich entwickelnden Krautsaumbereiche ausgewertet (z.B. ACHTZIGER 1991, ACHTZIGER 1990 - 1994, jeweils unpubl. Zwischenberichte).

Zur Erfassung der Insekten in der Strauchschicht wurden Klopfproben (STECHMANN et al. 1981) und - im ersten Jahr der Anpflanzungen - auch visuelle Kontrollen eingesetzt, wobei pro Gehölzart, Standort und Termin (8 bis 10 Termine im Jahr, Mitte Mai bis Anfang Oktober) 10 etwa gleichgroße Kronenbereiche beprobt wurden. Es wurden die Hauptgehölze an Waldmänteln Wildrose (*Rosa* spp.), Schlehe (*Prunus spinosa* L.) und Weißdorn (*Crataegus* spp.) beprobt. In der Krautschicht wurden jeweils im Zeitraum von Mitte Juni bis Anfang Oktober pro Standort und Termin 50 Kescherschläge durch die Vegetation geführt. Das geklopfte und gekescherte Material wurde in Plastiktüten aufgefangen, in einer Kühlbox ins Labor transportiert und dort zur Abtötung der Tiere und zur weiteren Aufbewahrung tiefgefroren. Dieses Verfahren ermöglicht nach eigenen Erfahrungen ein relativ verlustfreies Aussortieren und eine gute Bestimmung der nach dem Auftauen wieder weichen Insekten.

Im folgenden werden Ergebnisse aus den ersten drei bzw. vier Jahren der Besiedelung oder Sukzession gezeigt, wobei ich mich bzgl. der Strauchschicht auf die Daten von Schlehe beschränken möchte. Zur graphischen Darstellung der Entwicklung der Zikadengemeinschaften im Laufe der Zeit verwendete ich das **Ordinierungsverfahren** NMDS (Nonmetrical multidimensional scaling). Diese Methode berechnet aufgrund der Ähnlichkeiten der Gemeinschaften der einzelnen Standorte bzw. Jahre (ausgedrückt als Ähnlichkeitsindizes, s.u.) neue Koordinaten, die in einem zweidimensionalen System aufgetragen werden können. Die Entfernung der einzelnen Standorte in diesem Koordinatensystem entspricht in etwa den tatsächlichen Unterschieden bzw. Ähnlichkeiten bzgl. der Zusammensetzung der jeweiligen Artengemeinschaften, d.h. ähnliche Artengemeinschaften liegen enger beieinander, Artengemeinschaften mit verschiedenen Artenspektren kommen weit voneinander zu liegen (z.B. DIGBY & KEMPTON 1987, LUDWIG & REYNOLDS 1988). Das Verfahren wurde mit Hilfe des Programm NTSYS-Pc. (ROHLF 1988) durchgeführt; die Berechnungen der üblichen **biozönotischen Parameter** wie Artenzahl (S), Shannon-Wiener-Diversitäts-Index (H) und der Evenness (e) sowie der Ähnlichkeits-Indizes für die Ordinierung (Wainstein-Index) (vgl. MÜHLENBERG 1993) erfolgte mit Hilfe eines selbst erstellten Computer-Programms. Die **Nomenklatur** der Zikadentaxa richtet sich nach REMANE & FRÖLICH (1994).

3. Ergebnisse und Diskussion

Im bisherigen Gesamtzeitraum der Untersuchungen an Waldrändern und Hecken Nordbayerns (ACHTZIGER 1990, 1991) konnten in der Gehölz- und in der Krautschicht bisher insgesamt 134 Zikadenarten festgestellt werden, was die hohe Bedeutung dieser Biotoptypen für die Artenvielfalt in der Kulturlandschaft unterstreicht. Im folgenden soll auf die Entwicklung der Zikadengemeinschaften in der Strauchschicht an Schlehe und in der Krautschicht von neuangelegten Waldrändern eingegangen werden.

3.1. Strauchschicht - Besiedelung der neu angelegten Waldmäntel am Beispiel der Schlehe

Im Rahmen der Untersuchungen an den Vergleichswaldrändern der Region konnten in den Jahren 1990 bis 1992 an 10 Waldmänteln und 2 Hecken insgesamt 20 Zikadenarten festgestellt werden, die als mono- bzw. oligophage Arten oder als polyphage Laubholzbesiedler mit Schlehe assoziiert waren. An den acht neuen Waldmänteln konnten nach vier Besiedelungsjahren insgesamt etwas mehr als die Hälfte des regionalen Artenpools, nämlich 13 Zikadenarten nachgewiesen werden (Tab. 1).

Jahr der Besiedelung	1.	2.	3.	4.
<i>Empoasca vitis</i>	x	x	x	x
<i>Edwardsiana prunicola</i>				
<i>Zygina flammigera</i>				
<i>Balcanocerus larvatus</i>				
<i>Zygina angusta</i>				
<i>Zygina schneideri</i>				
<i>Speudotettix subfluscus</i>				
<i>Allygus mixtus</i>			x	
<i>Cixius nervosus</i>			x	
<i>Issus coleoptratus</i>			L	
<i>Ribautiana tenerrima</i>			x	
<i>Aphrophora alni</i>			x	x
<i>Tachycixius pilosus</i>				x
Noch fehlende Arten:				
<i>Typhlocyba quercus</i>				
<i>Alnetoidia alneti</i>				
<i>Alebra wahlbergi</i> -Gr.				
<i>Fagocyba douglasi</i>				
<i>Edwardsiana frustrator</i>				
<i>Empoasca decipiens</i>				
(<i>Heslum domino</i>)				

Tab. 1. Aufstellung der mindestens an einem der neu angelegten Waldränder an Schlehe gefundenen Zikadenarten im Laufe der ersten vier Besiedelungsjahre (Neue Waldränder, Region Feuchtwangen, 1990 bis 1993).

x = Art nur adult nachgewiesen, L = Art nur als Larve nachgewiesen, x̄ = Art adult und larval nachgewiesen.

Neben polyphagen Arten wie *Empoasca vitis* (GÖTHE) (an allen Standorten) und *Zygina flammigera* (FOURCROY) (alle Standorte) gehören zu den Erstbesiedlern auch oligophage Zikadenarten, die enger mit Schlehe assoziiert sind wie *Edwardsiana prunicola* (EDW) (alle

Standorte), *Balcanocerus larvatus* (H.-S.) (bisher nur an 4 von 8 Standorten; an Vergleichswaldrandern nur lokal), *Zygina angusta* (an 4 von 8 Standorten; Schwerpunkt auf Weißdorn) und *Zygina schneideri* (GÜNTHART) (an 2 von 8 Standorten). Besonders die drei erstgenannten Arten konnten sich mittlerweile an den neuen Waldmänteln etablieren und reproduzieren, wie die Larvalnachweise zeigen (Tab. 1). Alle diese Arten sind auch die dominanten Schlehenbesiedler an den alten Vergleichswaldmänteln der Region. Hinzu kommen Vertreter der Stratenwechsler wie *Aphrophora alni* (FALL.), *Tachycixius pilosus* (OLIVIER), *Cixius nervosus* (L.), *Allygus mixtus* (FABR.) und sogar *Issus coleoptratus* (FABR.) (1 Larve), die allerdings in noch sehr geringen Dichten und daher nur sporadisch an manchen Standorten feststellbar waren.

Zu den gegenüber den Vergleichswaldrandern noch fehlenden Arten, gehören zumeist oligophage und polyphage Typhlocybinen, die zwar z.T. häufig auf Schlehe vorkommen (z.B. *Typhlocyba quercus* (FABR.) oder *Ahnetoidia ahneti* (DAHLBOM)), ihren Schwerpunkt jedoch zum Großteil auf anderen Laubgehölzen (Bäume) haben und an den neuen Waldmänteln noch keine geeigneten Lebensmöglichkeiten finden. Auch geringere Kolonisationsfähigkeit konnte ein Grund für das Fehlen dieser Arten sein.

Aufgetrennt nach Einzelstandorten ergibt sich folgendes Bild (Abb. 1): Mit Ausnahme von Waldrand Nr. 3 konnte im Laufe der Zeit eine stete Steigerung der Artenzahlen (Abb. 1b) und damit einhergehend auch des Diversitäts-Index (Abb. 1c) festgestellt werden, wobei die Etablierung der Populationen evtl. durch den Kronenschluß der Gehölze im 3. und 4. Jahr begünstigt wurde. Die Evenness als Maß für die Gleichverteilung der Dominanzstruktur, blieb relativ konstant bzw. fiel aufgrund der zunehmenden Dominanz einiger Gehölbewohner (z.B. *E. vitis*, *E. prunicola*) von Jahr zu Jahr ab (Abb. 1d).

Hinsichtlich der Entwicklung der Artengemeinschaften Vergleich zu den Vergleichswaldrandern ergeben sich folgende Erkenntnisse (Abb. 1a): Die **Vergleichswaldränder** (VWR) und die beiden untersuchten **Hecken** (BaH, LohH) unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Zikaden-Artenzusammensetzung und kommen daher getrennt voneinander zu liegen. Die Vergleichswaldränder (VWR) weisen untereinander und zwischen den Jahren dagegen relativ ähnliche Zikadengemeinschaften auf (liegen eng beieinander). Die **Entwicklung** der Zikadengemeinschaften an den neuen Waldrandern zeigt im zweiten Jahr noch relativ artenarme und zufällige Zusammensetzungen; ab dem zweiten Jahr gleichen sich die Gemeinschaften untereinander an, was auf die Etablierung der auch an den Vergleichswaldrandern dominanten Schlehenbesiedler zurückzuführen ist (vgl. Tab. 1). Zugleich nähern sich diese Erstbesiedlergemeinschaften entlang von Achse I in zunehmendem Maße den Gemeinschaften der alten Vergleichswaldränder an. Die Achse I könnte damit gewissermaßen als "Zeit- oder Besiedelungsachse" bezeichnet werden, wobei nach drei oder vier Jahren Zikadengemeinschaften entstanden sind, die eine gewisse Ähnlichkeit mit der artenarmer Hecken (BaH) aufweisen. Waldrand Nr. 1 entwickelt sich als einziger nordexponierter Standort offensichtlich in eine andere Richtung.

Die Rolle des Ressourcen- und Habitatangebots für die Etablierung der Zikadenpopulationen und damit für den lokalen Artenreichtum zeigt sich am Beispiel von Waldrand Nr. 8 (Abb. 1a): Aufgrund günstigerer Anwachsbbedingungen entwickelte sich das Struktur- und Ressourcenangebot an diesem Waldmantel deutlich schneller, was in einem rascheren Aufbau der Zikadengemeinschaften resultierte (Abb. 1a).

Obwohl die Zikadengemeinschaften bei der Auftragung in Abb. 1a relativ ähnlich zu den alten Vergleichswaldrandern erscheinen, sind noch erhebliche Unterschiede in der Arten- und

Individuenzahl sowie besonders im Dominanzgefüge vorhanden. Es ist auch aufgrund der Ergebnisse von anderen Tiergruppen wie den Wanzen davon auszugehen, daß bis zur Ausbildung typischer Waldrand-Gemeinschaftsstrukturen Zeiträume von 20 bis 30 Jahren vergehen können. In Abb. 2 wird die zeitliche Entwicklung der mittleren Artenzahlen von Zikaden und Wanzen an Schlehen in Waldmänteln der Region Feuchtwangen zusammengefaßt. Nach einer anfänglich raschen Besiedelung der angebotenen Strukturen (neue Waldländer) ist nach etwa 25 Jahren eine Stagnation der Artenzuwächse und ein Einpendeln um im Mittel etwa 27 Hemipteren-Arten festzustellen.

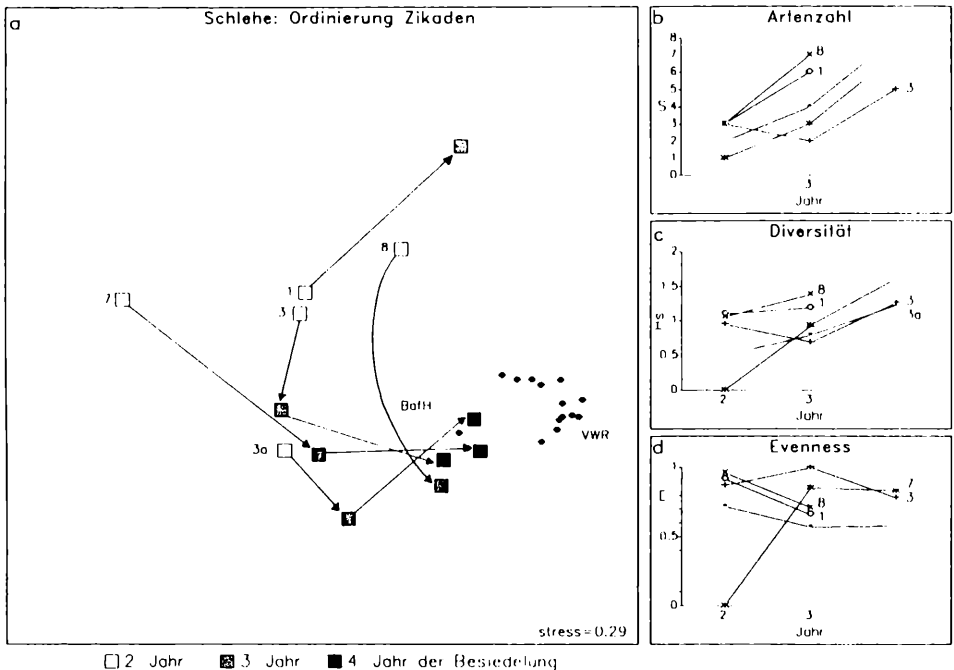


Abb. 1. Besiedlungsdynamik an neu angelegten Waldmänteln am Beispiel der Zikadengemeinschaften auf Schlehe: (a) Ordinierung der Zikadengemeinschaften an fünf neuen Waldländern (Nr. 1, 3, 3a, 7, 8) im Laufe der Besiedelung vom zweiten bis zum vierten Jahr im Vergleich zu den Vergleichswaldländern (VWR) und zwei Hecken (Löhh, BaFH) (Wainstein-Distanzen); (b) zeitliche Entwicklung der Artenzahlen, (c) der Diversität und (d) der Evenness.
Zur Erklärung: Jeder Punkt entspricht der Artengemeinschaft an einem Standort; die Abstände zwischen den einzelnen Standorten geben grob die Ähnlichkeiten bzw. Unähnlichkeiten bzgl. der Artenzusammensetzung

und Dominanzstruktur zwischen der Zikadengemeinschaften der Standorte wieder, wobei die zeitliche Entwicklung an jedem Standort durch Pfeile ausgedrückt wird.

Aufgrund der im Vergleich zur reinen natürlichen Sukzession bedeutend schnelleren "Bereitstellung" von Lebensmöglichkeiten (Ressourcen, Habitatstrukturen) kann durch Biotop-Neuanlagen der Aufbau von Tiergemeinschaften kurzfristig beschleunigt und gefördert werden. Ein vollständiger Ausgleich oder Ersatz verlorengegangener alter und strukturreicher Waldmantel ist durch Neuanlagen jedoch - wenn überhaupt - erst längerfristig zu erreichen.

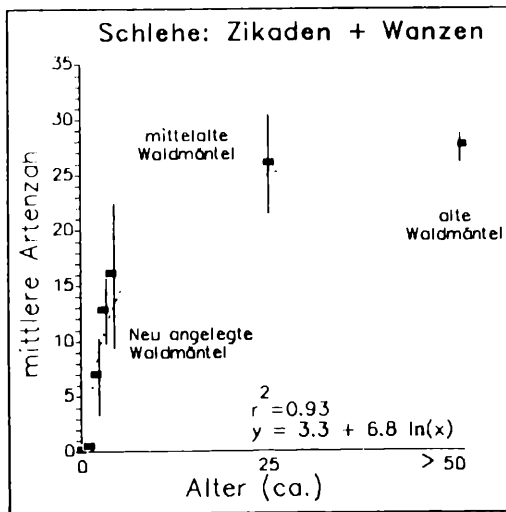


Abb. 2 Entwicklung der mittleren Hemipteren-Artenzahl (Wanzen + Zikaden) an Schlehe mit dem Alter des Waldmantels (Projektgebiet Feuchtwangen, Neue Waldränder und Vergleichswaldränder 1990 bis 1993). Angegeben werden die Mittelwerte mit 95%-Vertrauensbereich.

3.2. Die Krautschicht: Sukzession von Zikadengemeinschaften in Krautsäumen

Für die Struktur der Zikadengemeinschaften in Krautsäumen ist, aufgrund der oftmals ausgeprägten Wirtspflanzenbindungen, die Entwicklung der Vegetation an einem Standort von besonderer Wichtigkeit. Im Falle der neuen Waldränder mußten die ehemaligen **Ackerstandorte** aufgrund der radikalen Änderung der Vegetationszusammensetzung im Zuge der Gestaltungsmaßnahmen (vgl. 2.) von den Zikaden zum Großteil neu besiedelt werden. Dagegen änderte sich auf den ehemaligen **Wiesen**, was die Vegetationszusammensetzung und -struktur angeht, relativ wenig (vgl. 2). In Abb. 3 sind die zeitlichen Veränderungen in der

Artenzusammensetzung der Zikadengemeinschaften für die ersten drei bzw. zwei Besiedelungsjahre beispielhaft an zwei Ackerstandorten (Nr 7 und Nr 3a) und einem Wiesenstandort (Nr 1a) dargestellt Krautsaum Nr 7 wies im ersten Jahr eine luckige Annuellenflur auf, Nr 3a wies dagegen eine Mischung annueller und perennierender Ackerwildpflanzen auf, beide haben sich mittlerweile (im 5. Jahr der Gestaltung) in eine Klee-Löwenzahn-Wiese umgewandelt. Krautsaum Nr 1a, eine frische, nordexponierte Mahwiese mit *Holcus mollis* und *Agrostis tenuis*, zeigte nur geringe Änderungen der Vegetationszusammensetzung (RICHERT 1994, unpubl.).

Zu **Waldrand Nr. 7** (Abb 3a) Dieser Standort wurde in der Sukzession sehr weit "zurückgesetzt", so daß auf der spärlichen Annuellenflur im 1. Jahr nur 4 Zikadenarten gefunden wurden, wobei *Macrosteles sexnotatus* (FALL.) und *Macrosteles cristatus* (RIB.) dominierten. Beide Arten erweisen sich als rasche Besiedler früher Sukzessionsstadien stickstoffreicher Bestände und sind damit als "Pionier-Arten" zu bezeichnen. Im Zuge der Umwandlung der Wildkrautflur in ein Klee-Löwenzahn-Gras-Stadium etablierten sich Arten stickstoffreicher Grünländer, wie *Arthaldeus pascuellus* (FALL.) oder *Deltocephalus pulicarius* (FALL.), während die *Macrosteles*-Dichten abnahmen (3. Jahr). Mit dieser Sukzession von Erstbesiedlern zu "Grünlandbesiedlern" ging eine stetige Zunahme der Diversität (S, H, e) und eine Stabilisierung der Dominanzverhältnisse einher.

Zu **Waldrand Nr. 3a** (Abb 3b): An diesem Standort, der bereits im ersten Jahr ausdauernde Pflanzenarten (z.B. Gräser) aufwies, also im Vergleich zu Waldrand Nr. 7 in der Sukzession nicht soweit zurückgesetzt wurde, konnten - wenn auch in geringen Dichten - bereits 12 Arten nachgewiesen werden. Auch hier dominierten anfangs die *Macrosteles*-Arten, im Laufe der Zeit wurden diese jedoch zunehmend von Arten stickstoffreicher Grünländer abgelöst. So dominierte nach drei Jahren *Errastumus ocellaris* (FALL.), ein typischen Besiedler z.B. von Feldrainen und Krautsäumen (ACHTENZIGER 1990), *A. pascuellus* und *Euscelis incisus* (KBM), eine Art, die evtl. durch die sich entwickelnden Kleebestände (*Trifolium repens*) gefördert wurde. Hinzu treten - evtl. aufgrund des sich ausbreitenden Waldmantels und seiner Vegetation im neuen Krautsaum auch Arten der Waldränder und des Waldunterwuchses auf, wie *Arocephalus longiceps* (KBM) und *Balclutha punctata* (FABR.). In der Überlappungsphase von Erstbesiedlerfauna und der sich entwickelnden Klee-Wiesen-Zonose konnte an manchen Standorten und auch bei anderen Tiergruppen (z.B. Wanzen) ein Maximum der Diversität im zweiten Jahr festgestellt werden (Abb. 3b, 2. Jahr, H). Dieses Phänomen höherer Diversität in gestörten und instabilen Gemeinschaften früher Sukzessionsphasen aufgrund der Vermischung verschiedener Stadien deutet an, daß Probleme bei der unkritischen Verwendung des Diversitätsindex als Maß für die "ökologische Reife" eines Ökosystems auftreten können.

Zu **Waldrand Nr. 1a** (Abb. 3c): Im Vergleich zu den Ackerstandorten änderte sich hier das Dominanzgefüge der Zikadengemeinschaften nur wenig. Zwar ist die Störung in Folge der Gestaltungsmaßnahmen (Pflanzung, Schaffung von Störstellen, veränderte Bewirtschaftung) anhand der erhöhten Dichten der *Macrosteles*-Arten zu erkennen, die Dominanzabfolge und zum Teil auch die Individuenzahlen der übrigen dominanten Zikadenarten (*A. pascuellus*, *D. pulicarius*, *B. punctata*, *E. ocellaris*, *Javesella pellucida* (FABR.)) blieben jedoch konstant.

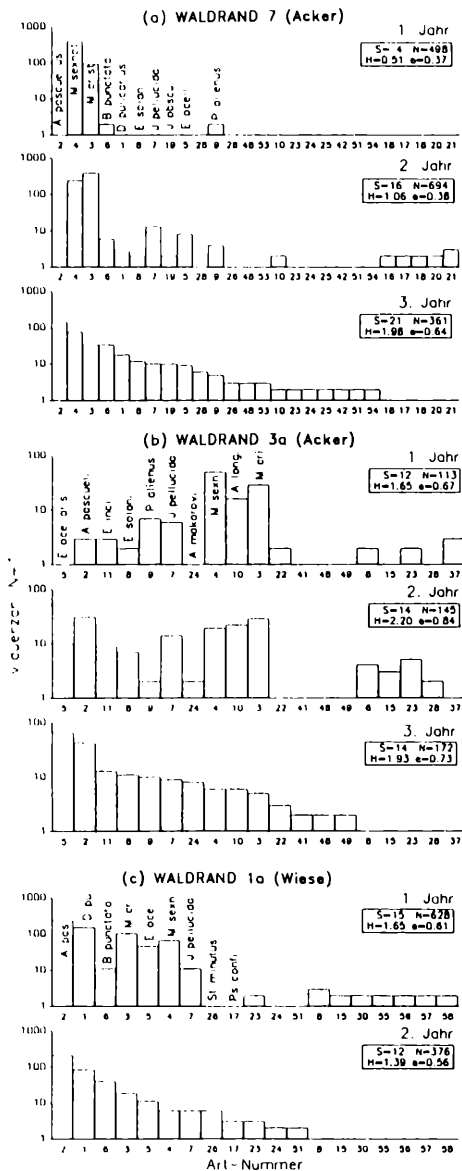


Abb. 3 Entwicklung der Artenzusammensetzung von Zikadengemeinschaften im ersten bis dritten Jahr der Sukzession am Beispiel von drei neu angelegten Waldrandsäumen (s. Text). Die Säulen geben die festgestellten Gesamtindividuenzahlen pro Jahr wieder (nur Adulte, logarithmische Darstellung von $N + 1$), wobei die häufigeren Arten mit Namenskennungen versehen sind. S = Artenzahl, N = Individuenzahl, H = Diversitäts-Index, e = Evenness.

Als **Zusammenfassung** der Sukzession von Zikadengemeinschaften im Laufe der Sukzession an neu angelegten Waldrändern soll wiederum eine **Ordinierung** dienen (Abb 4a), in der neben den bereits vorgestellten Waldrändern Nr 7, 3a und 1a folgende weitere Standorte berücksichtigt werden:

- Standort Bih, ein relativ magerer, trockener und pflanzenartenreicher Waldrandsaum, der in drei Jahren als Vergleichsstandort beprobt wurde und in etwa die Vegetationsverhältnisse aufweist, wie sie für die angelegten Krautsäume angestrebt werden;

Waldrand Nr 6 und Nr 8 sind von den Ausgangsbedingungen mit den Ackerstandorten Nr 3a und Nr. 7 auf saurem Untergrund vergleichbar;

- Waldrand Nr 13 und Nr 15 sind beides Ackerstandorte, die auf relativ basischem und trockenem Untergrund liegen (Nr 13 wurde bereits im Jahr vor der Gestaltung beprobt).

In Abb. 4b-d ist Entwicklung von Artenzahl, Diversität und Evenness aufgetragen.

Es zeigten sich an allen Standorten relativ ähnliche Muster in der Sukzession der Artengemeinschaften, insbesondere unter ähnlichen standörtlichen Ausgangsbedingungen.

So sind die Gemeinschaften der **Ackerstandorte** anfangs durch eine ähnliche, relativ artenarme, aber von hochdominanten Arten (meist *Macrostelus sexnotatus*, *M. cristatus*) gebildete Erstbesiedlerfauna gekennzeichnet, wobei - wie oben gezeigt - Nr 7 sehr weit in der Sukzession zurückgesetzt wurde und entlang von Achse I erst im dritten Jahr zu den anderen Acker-Gemeinschaften Nr 3a, 6 und "aufschloß" (Abb. 4a) Im Zuge der Vegetationsentwicklung hin zu Klee-Wiesen-Gesellschaften entwickelten sich an allen Ackerstandorten untereinander relativ ähnliche Zikadengemeinschaften, wobei zunehmend Arten der stickstoffreichen Grünländer wie *A. pascuellus*, *E. ocellaris*, *D. pulicarius*, *F. incisus* und *Aphrodes makarovi* ZACHV oder auch Wald- bzw Waldrandarten wie *A. longiceps* oder *B. punctata* höhere Populationsdichten erreichen (s.o.). Das "Ausscheren" von Waldrand Nr 8 ist derzeit noch nicht zu interpretieren.

Die Zikadengemeinschaft der vormaligen **Wiese** (Nr 1a) änderte sich erwartungsgemäß nur wenig (vgl. Abb. 3c) und zeigte bereits nach einem Jahr Ähnlichkeiten zu denen dreijähriger Ackerstandorte (Nr 6 und 7). Die Waldränder Nr 13 und 15 sind als basenreichere und trockenere Standorte mit abweichender Vegetation und Zikadenzusammensetzungen gegenüber den Gemeinschaften der saureren und feuchteren Waldränder entlang von Achse II abgesetzt. Ähnlich wie auf Wiese Nr 1a (Abb 3c, Abb. 4b,c) machte sich auch am Waldrand Nr 13 die Störung durch die Gestaltungsmaßnahmen und der veränderten Bewirtschaftung durch eine Zunahme der Störungszeiger und eine Abnahme der Artenzahlen und Diversität (Abb. 4b,c) bemerkbar (= Zurücksetzung im Sukzessionsniveau). Dadurch kam diese Gemeinschaft im Ordinierungsdiagramm in die Nähe der anderen Erstbesiedlergemeinschaften (z.B. Nr 3a) zu liegen (gestrichelter Pfeil).

Obwohl eine Hinentwicklung in Richtung der etablierten Zikadengemeinschaften pflanzenartenreicher Waldrandsäume (Bih) festzustellen ist, sind bzgl. Artenzusammensetzung und Dominanzgefüge noch deutliche Unterschiede zwischen den Gemeinschaften der jungen, angelegten Krautsaumbereiche und denen alter Waldrandsäume zu erkennen. Ähnlich wie in der Strauchschicht zeichnet sich aufgrund der Ergebnisse aus den laufenden Untersuchungen nach vier bis fünf Jahren eine Verlangsamung der Artenzuwächse und eine erste Stabilisierung des Artengefüges ab (Stadium eutrophe Klee-Löwenzahn-Mähwiese).

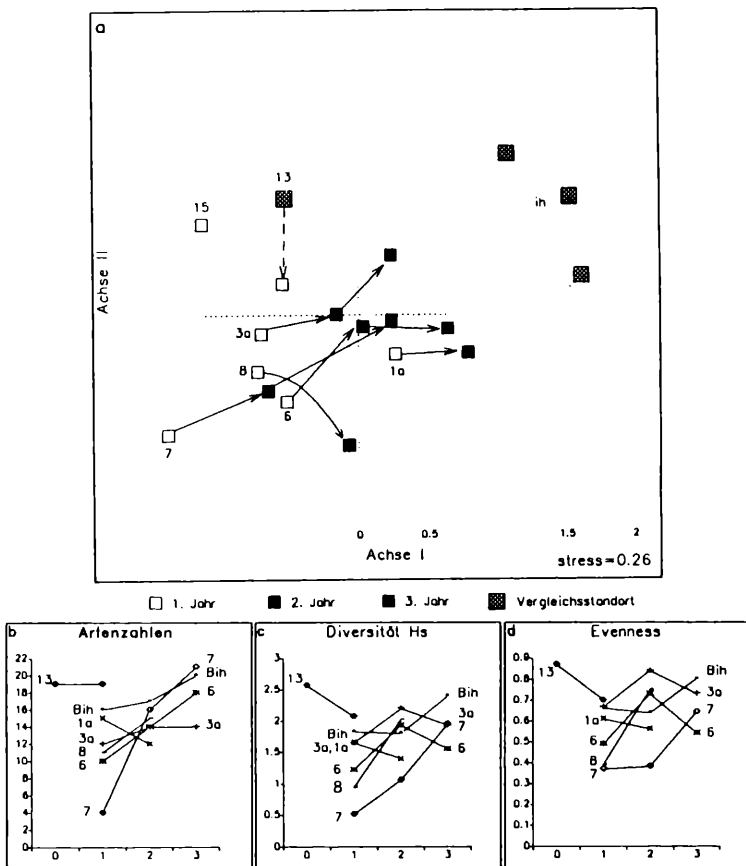


Abb. 4: Besiedlungsdynamik der Zikaden an neu angelegten Waldrandsäumen: (a) Ordinierung der Zikadengemeinschaften an den neuen Waldrändern (Nr. 1a, 3a, 6, 7, 8, 13, 15) und einem drei Jahre beprobten Vergleichsstandort (Bih); die zeitliche Entwicklung wird durch Pfeile dargestellt (Wainstein-Distanzen); (b) Entwicklung der Artenzahlen, (c) der Diversität und (d) der Evenness an den einzelnen Standorten.

Wie aufgrund von Untersuchungen an Zikadengemeinschaften von unterschiedlich eutrophierten Feldrainen und Krautsäumen entlang von Hecken gezeigt werden konnte (ACHTZIGER 1990), stellt die **Pflanzenartenzahl** einen wichtigen bestimmenden Faktor für den lokalen Zikadenartenreichtum dar (Abb. 5): Mit steigender Pflanzenartenzahl steigt auch die Zikadenartenzahl signifikant an (Abb. 5a). Eine hohe Pflanzendiversität pro Feldrain oder Krautsaum ist wiederum mit einer geringen mittleren Stickstoffzahl nach ELLENBERG (1979) verknüpft, einem Maß für die Stickstoffversorgung bzw. **Eutrophierung** des Standorts: Je höher die Eutrophierung aufgrund der Düngung auf den benachbarten landwirtschaftlich genutzten Feldern oder Wiesen ist (hohe mittlere Stickstoffzahl mN), desto geringer ist die

Pflanzenartenzahl (Abb. 5b). Dies hat aufgrund der Beziehung in Abb. 5a eine entsprechend geringere Zikadenartenzahl zur Folge (Abb. 5c, vgl. auch Abb. 4 in ACHTZIGER et al. 1992, S. 96). Neben dieser Pflanzendiversität-Zikadenarten-Beziehung, die etwa 25% der Varianz der Zikadenartenzahl erklärt (Abb. 5a, $r^2=25.3\%$), spielen für den Artenreichtum weitere Faktoren wie die jeweilige Pflanzenartenzusammensetzung und die Vegetationsstruktur, die Breite, der Einfluß mechanischer Störungen und das Alter (vgl. Abb. 4b) sowie regionale und artspezifische Merkmale, etwa die Größe des regionalen Artenpools, die Isolation oder die Ausbreitungs- und Migrationsfähigkeit der Arten eine Rolle (vgl. RICKLEFS & SCHLUTER 1993).

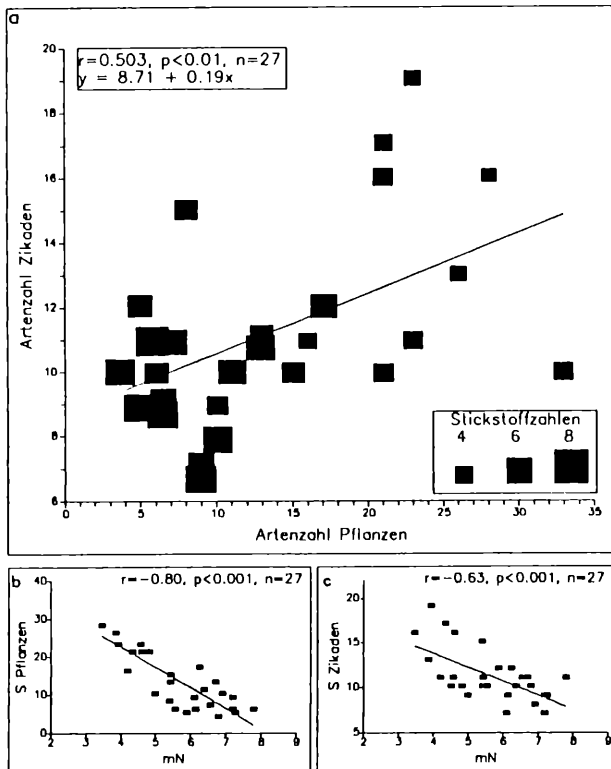


Abb. 5: Beziehungen zwischen Zikadenartenzahl und Vegetationsparametern in Feldrainen und Krautsäumen Nordbayerns (Daten aus ACHTZIGER 1990):

(a) Korrelation zwischen Zikadenartenzahl und Pflanzenartenzahl pro Standort, wobei die Größe der Wertepunkte den Grad der Eutrophierung - ausgedrückt als mittlere Stickstoff-Zeigerwert der Vegetation nach ELLENBERG (1979) - angibt: große Quadrate zeigen dabei hohe Stickstoffversorgung, kleine Kästchen zeigen geringe Eutrophierung des Standorts an.

(b) Korrelation zwischen Pflanzenartenzahl (S Pflanzen) und mittlerer Stickstoffzahl der Vegetation (mN);

(c) Korrelation zwischen Zikadenartenzahl (S Zikaden) und mittlerer Stickstoffzahl der Vegetation (mN).

Um artenreiche Pflanzen- und Tiergemeinschaften in den sich entwickelnden Krautbereichen entlang der angelegten Waldränder zu erhalten, ist daher eine Aushagerung der Standorte anzustreben. Zwar wurde dies durch das Entfernen der Biomasse nach der Mahd und dem Aussetzen der Düngung versucht, wie jedoch anhand der laufenden botanischen Untersuchungen sowie an dem hohen Anteil von "Stickstoffzeigern" unter den Zikadenarten sichtbar wird, ist dieses Ziel besonders auf den eutrophierten Standorten der ehemaligen Äcker nur mittel- bis langfristig erreichbar.

4. Folgerungen für die Naturschutzpraxis

Aus den Ergebnissen zur Besiedelung neu angelegter Waldränder durch Zikaden und andere Tiergruppen ergeben sich für die Naturschutzpraxis an Waldrändern folgende Konsequenzen (ACHTIZIGER 1994, unpubl.):

- (1) Alte, strukturreiche Waldränder sowie magere, vegetationsreiche Krautsäume sind von hoher Bedeutung für den Erhalt der Biodiversität in der Kulturlandschaft (ACHTIZIGER 1991);
- (2) Durch Waldrandneugestaltungen kann der Aufbau von Tiergemeinschaften gegenüber der reinen Sukzession deutlich beschleunigt werden; besonders in ausgeräumten Landschaften können Neuanlagen eine wichtige Ausgangsbasis für den Aufbau artenreicher Waldrand-Lebensgemeinschaften darstellen.
- (3) Trotz dieser positiven Eigenschaften von Neuanpflanzungen können diese aus tierökologischer Sicht kurzfristig keinen Ersatz für den Verlust alter, strukturreicher Waldmäntel und ihrer Biozönoson darstellen; dies ist - wenn überhaupt - erst in Zeiträumen von zwei bis drei Jahrzehnten zu erwarten.
- (4) Daraus ergibt sich, daß der Schutz und die Pflege der bestehenden Strukturen sinnvoll mit der Neuanlage von Waldrändern kombiniert werden sollte, etwa wie dies im Projekt "Aufbau reichgegliederter Waldränder" beispielhaft erprobt wird (KOGEL et al. 1993).

Die Ergebnisse unterstreichen zudem den Wert tierökologischer Untersuchungen im Rahmen landschaftspflegerischer und naturschutzfachlicher Maßnahmen, da sich bestimmte Biotopqualitäten, z.B. der Aufbau biotoptypischer Lebensgemeinschaften in erfolgten Anpflanzungen nur über zoologische Untersuchungen ermitteln lassen. Die Zikadengemeinschaften reagierten oftmals sensibler und schneller auf Störungen als sich dies durch Veränderungen in der Vegetation feststellen ließ (z.B. mit erhöhten Dichten bestimmter Stickstoff- oder Störungszeiger wie *Macrosteles* spp.). Dies unterstreicht das hohe Indikatorpotential dieser Insektengruppe für Untersuchungen im Rahmen der Biotopbewertung und der Erfolgskontrolle in der naturschutzfachlichen Praxis (vgl. HILDEBRANDT 1990, REMANE & WACIMANN 1993, DENNO 1994).

Danksagung

Die Erhebung der Daten wurde im Rahmen der zoologischen Begleituntersuchungen zum E&E-Projekt "Aufbau reichgegliederter Waldränder" durch das Bundesamt für Naturschutz (Bonn) gefördert.

Literatur

- ACHTZIGER, R. (1990): Die Wanzen- und Zikadengemeinschaften oberfränkischer Saumbiotope - Phänologie und der Einfluß wichtiger Umweltparameter. Diplomarbeit (Universität Bayreuth), 124S. (unpubl.).
- ACHTZIGER, R. (1991, 1992, 1993, 1994; jeweils unpubl.): Aufbau reichgegliederter Waldränder, Teilprojekt III Blattlaus-Blattlausfeinde-Nahrungssysteme, Wanzen und Zikaden der Krautschicht. - Zwischenberichte an das Bundesamt für Naturschutz (Bonn) für die Jahre 1990, 1991, 1992, 1993 (unpubl.).
- 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., NIGMANN, U. & ZWÖLFER, H. (1992): Rarefaction-Methoden und ihre Einsatzmöglichkeiten bei der zoökologischen Zustandsanalyse und Bewertung von Biotopen. - Z. Ökologie u. Naturschutz **1**: 89-105.
- AICHMÜLLER, R. (1991): Aufbau reichgegliederter Waldränder. - Allgemeine Forstzeitschrift AFZ **14**: 707-708.
- DENNO, R.F. (1994): Influence of habitat structure on the abundance and diversity of planthoppers. - In: DENNO, R.F. & PERFECT, T.J. (1994): Planthoppers - Their ecology and management. - Chapman & Hall (New York): 140-160.
- DIGBY, P.G.N. & KEMPTON, R.A. (1987): Multivariate analysis of ecological communities. Chapman and Hall (London), 206S.
- ELLENBERG, H. (1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. - Scripta Geobotanica (Göttingen) **9**: 1-122 (2. Aufl.).
- HILDEBRANDT, J. (1990): Phytophage Insekten als Indikatoren für die Bewertung von Landschaftseinheiten am Beispiel der Zikaden. - Natur und Landschaft **65**(7/8): 362-365.
- KÖGEL, K., ACITZIGER, R., BLICK, T., GEYER, A., REIF, A. & RICHERT, E. (1993): Aufbau reichgegliederter Waldränder - ein E&E-Vorhaben. - Natur und Landschaft **68**(7/8): 386-394.
- LUDWIG, J.A. & REYNOLDS, J.F. (1988): Statistical Ecology, A primer on methods and computing. - (New York), 337 S.
- MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. - Quelle & Meyer (Heidelberg), 3. Aufl., 512 S.
- REMANE, R. & FRÖHLICH, W. (1994a): Vorläufige, kritische Artenliste der im Gebiet der Bundesrepublik Deutschland nachgewiesenen Taxa der Insekten-Gruppe der Zikaden (Homoptera Auchenorrhyncha). - Marburger Ent. Publ. **2**(8): 189-232.
- REMANE, R. & WACHMANN, E. (1993): Zikaden: Kennenlernen - beobachten. - Naturbuch-Verlag (Augsburg), 288S.
- RICHERT, E. (1994, unpubl.): Aufbau reichgegliederter Waldränder Botanische Begleituntersuchungen. - Zwischenbericht an des Bundesamt für Naturschutz (Bonn) für das Jahr 1993.
- RICHERT, E. & REIF, A. (1992): Vegetation, Standorte und Pflege der Waldmäntel und Waldaußensäume im südwestlichen Mittelfranken, sowie Konzepte zur Neuanlage. - Ber. ANL **16**: 123-160.

- RICKELFS, R.E. & SCHLUTER, D. (1993): Species diversity - An introduction to the problem.
In: RICKELFS, R.E. & SCHLUTER, D. (Hrsg.) (1993): Species diversity in ecological communities - Historical and geographical perspectives. - The University of Chicago Press (Chicago): 1-10.
- ROILF, F.J. (1988): NTSYS-Pc. - Exeter Publishing Ltd. (New York).
- STECHMANN, D.-H., BAUER, G., DREYER, W., HEUSINGER, G., ZWOLFER, H. (1981): Die Erfassung der Entomofauna von Heckenpflanzen (Wildrose, Schlehe, Weißdorn) mit Hilfe der Klopfprobenmethode. - Mitt. dtsh. Ges. allg. angew. Ent. 3: 12-16.

Anschrift des Autors:

Dipl.Biol. Roland Achtziger
Universität Bayreuth
Lehrstuhl Tierökologie I
Postfach 101251
D-95440 Bayreuth
